



RAPPORT LNR 5094-2005

**Miljømessig vurdering av utslipp
natriumklorat til Frierfjorden fra
Hydro Polymers AS, Bamble**



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljømessig vurdering av utslipp av natriumklorat til Frierfjorden fra Hydro Polymers AS, Bamble	Løpenr. (for bestilling) 5094-2005	Dato 30.11. 2005
	Prosjektnr. Undernr. 25286	Sider Pris 48
Forfatter(e) Jarle Molvær, Torgeir Bakke, Frode Olsgard og August Tobiesen	Fagområder Oseanografi, Miljøgifter, Eutrofi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

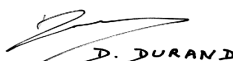
Oppdragsgiver(e) Hydro Polymers AS, 3966 Stathelle	Oppdragsreferanse
--	--------------------------

Sammendrag <p>Det er gjort en undersøkelse og vurderinger av utslippet av klorat fra Hydro Polymers fabrikk på Rafnes. Avløpsvannet slippes ut i 20-25 m dyp og innlagres oftest i ca. 12-22 m dyp. Beregninger av innlagingsdyp, fortynning og av kloratkonsentrasjon er sammenholdt med grenseverdier for akutte skader og langtidseffekter på marin flora og fauna. Resultatene tilsier at utslippet av natriumklorat ikke vil medføre skader på dyreplankton, bunndyr og fisk i sjøvannslaget der avløpsvannet til vanlig innlagres og spres. Undersøkelsen av bløtbunnsfauna viste ikke tegn til skader på faunaen i området. Det er en reell mulighet for lokale negative effekter på planteplanktonalger, men risikoen for skader på fjordens produksjonssystem ansees som ubetydelig.</p>

Fire norske emneord 1. Hydro Polymers 2. Frierfjorden 3. Utslipp 4. Natriumklorat	Fire engelske emneord 1. Hydro Polymers 2. Frierfjord 3. Discharges 4. Chlorate
--	--



Jarle Molvær
Prosjektleder



Dominique Durand
Forskningsleder
ISBN 82-577-4801-3



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

O-25286

**Miljømessig vurdering av utslipp av natriumklorat
til Frierfjorden fra Hydro Polymers AS, Bamble**

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet for Hydro Polymers AS etter bestilling datert 26.8.2005. Vi takker HMS-sjef Nils Eirik Stamland, Hydro Polymers AS, for godt samarbeid.

Ved NIVA har forsker Frode Olsgard hatt ansvaret for prøvetaking av bløtbunnfauna i Frierfjorden utenfor bedriften og vurdering av resultatene. Forsker John Arthur Berge deltok også i feltarbeidet. Erasmus-student Guillermo Herrera ved Universitetet i Oslo takkes for deltagelse i feltarbeid og for sortering av bløtbunnsprøver. Forsker August Tobiesen har vurdert toksisitet av natriumklorat i forhold til marine organismer, seniorforsker Torgeir Bakke har sammenstilt opplysninger om de biologiske forholdene i Frierfjorden. Seniorforsker Jarle Molvær har ledet prosjektet og utført beregningene av innlagring og fortynning av bedriftens utslipp av avløpsvann til Frierfjorden, og av konsentrasjon av natriumklorat i skyen av fortynnet avløpsvann.

De helhetlige vurderingene av risikoen for miljøvirkninger fra bedriftens utslipp er gjort av Bakke og Molvær.

Oslo, 30.11. 2005

Jarle Molvær

Innhold

Sammendrag	5
1. Bakgrunn og formål for prosjektet	8
2. Metodikk og data	10
2.1 Beskrivelse av vannmasser og strømforhold utenfor Rafnes	10
2.2 Biologiske effekter av natriumklorat	13
2.3 Biologiske forhold i Frierfjorden	17
2.3.1 Hardbunnssamfunn	17
2.3.2 Bløtbunnsfauna	18
2.3.3 Fiskefauna	18
2.4 Bedriftens utslipp	19
2.5 Metodikk for vurdering av dyputslipp	19
2.6 Undersøkelse av bløtbunnsfauna utenfor Rafnes	21
2.6.1 Innledning	21
2.6.2 Metodikk	21
3. Resultater	24
3.1 Beskrivelse av utslipp og fortynning	24
3.1.1 Diffusoren	24
3.1.2 Innlagring, fortynning og konsentrasjoner	24
3.2 Resipientundersøkelsen	28
4. Sammenfattende vurdering	32
4.1 Miljøvirkninger fra utslippet av natriumklorat	32
4.2 Behov for overvåking	33
5. Litteratur	34
Vedlegg A. Oversikt over profiler brukt i kjøring med JETMIX.	36
Vedlegg B. De ti vanligste artene av bløtbunnsfauna på hver stasjon (0.025m²).	38
Vedlegg C. Arter og antall individer på hver stasjon (0.025m²).	45

Sammendrag

Hydro Polymers AS, Rafnes, er i ferd med å bygge et nytt anlegg for klorproduksjon. Bedriften har bedt NIVA gjennomføre undersøkelser og vurderinger i tilknytning til utslippet av natriumklorat:

1. *Spredningsberegninger i sjø for utslipp av natriumklorat fra klorfabrikken, med 20 kg/time som typisk størrelse.*
2. *En miljøvurdering basert på kunnskaper om effekter av natriumklorat, kunnskaper om resipienten og resultatene fra spredningsberegningene.*
3. *En resipientundersøkelse for å vurdere om det er tegn på skader på faunaen omkring utslippet*
4. *Vurdere behov for og eventuelt foreslå innhold i et resipientovervåkingsprogram.*

Natriumklorat er et ikke-selektivt herbicid og virker følgelig sterkt på alger. Dette fremkommer tydelig når man sammenligner effektnivåer for alger med krepsdyr/fisk. For de øvre vannlag med alger, både bentiske og phytoplankton) benyttes en effektgrense (PNEC) på 1 µg/l NaClO₃. For dypere vannlag (> 10-12 m) som kun har fauna, benyttes en PNEC på 1 mg/l NaClO₃. I vurderingene av miljøeffekter må man derfor skjelle mellom risiko for virkninger i brakkvannslag og sprangsjikt (ned til 10-12 m) og virkninger i dypvannet.

Avløpsvannet slippes ut gjennom en diffusor i 20-25 m dyp og vil i de aller fleste situasjoner lagres inn i ca. 12-22 m dyp. Umiddelbart etter innlagringen vil kloratkonsentrasjonen i skyen av fortynnet avløpsvann være i størrelsesorden 30-100 µg/l. Deretter avtar konsentrasjonen forholdsvis langsomt mens avløpsvannet spres og fortynnes – sannsynligvis vanlig nordover mot munningen av Skienselva.

Modellberegningene viser at utslippsvannet i 5 av 83 ulike tetthetsforhold innlagres i nedre del av sprangsjiktet (det algeproduserende laget i produksjonsperioden). For øvrig er innlagringen dypere eller foregår på vinteren når algeveksten er på sitt minimum. Risikoen for at fastsittende alger skal bli eksponert for kloratnivåer over PNEC på 1µg/l over tilstrekkelig lang tid til at effekter på vekst skal forekomme ansees som lav.

Planteplankton kan forekomme i sprangsjiktet eller øvre del av sjøvannslaget nedenfor. Modellberegningene viser at utslippsvannet sjelden innlagres i vannlaget der plankton som er i produksjonsfasen forekommer, men risikoen for kontakt med kloratkonsentrasjoner høyere enn PNEC på 1µg/l er til stede. Eksponeringstiden kan bli opptil ca. 1 døgn før konsentrasjonen er under PNEC, dvs. lang nok til å gi effekter. Det er derfor en reell mulighet for effekter på de planteplanktonalgene som tidlig kommer i kontakt med skyen av fortynnet avløpsvann. Dette er likevel en liten andel av planktonsamfunnet i Frierfjorden. I tillegg vil den etterfølgende transporten mot Skienselva og gradvise innblanding i brakkvannet på veg utover gjøre at disse algene vil ha liten mulighet til å overleve. Risikoen for skade på Frierfjordens produksjonssystem ansees derfor være ubetydelig.

PNEC verdi av klorat for dyreplankton, bunndyr og fisk i Frierfjorden, er 1 mg/liter.

Modellberegningene viser at de forventede konsentrasjonene av klorat er lavere enn dette før vannet når innlagringsdyp, dvs. innen få minutter. Det er derfor meget lav risiko for effekter på Frierfjordens fauna. Dette støttes også av bløtbunnsfaunaundersøkelsen som ikke fant tegn til virkninger av det nåværende kloratutslippet.

Samlet bilde er at utslippet av natriumklorat kan medføre små virkninger i Frierfjordens øvre vannlag – og ingen virkning i det sjøvannslaget hvor avløpsvannet til vanlig befinner seg.

Vi ser ikke behov for et eget overvåkingsprogram for utslippet fra Hydro Polymers. Derimot kan man vurdere om den mer generelle og langsiktige overvåkingen av vannkvalitet og biologiske forhold som

til nå har vært utført i Frierfjorden bør utvides med 1-2 prøvepunkt for å dekke området utenfor Rafnes.

Summary

Hydro Polymers AS, Rafnes, is planning the establishment of a new production plant for chlorine, and has asked NIVA to perform the following investigations and evaluations regarding the discharge of sodium chlorate from the existing and the new plant.

1. Perform dispersion calculations for the effluent from the new chlorine plant.
2. Evaluate the environmental impact of the new effluent on basis of known impact of sodium chlorate, knowledge of the recipient, and the results from the dispersion calculations.
3. Perform a field investigation to assess if the present effluent is affecting the local bottom fauna.
4. Evaluate the need for an environmental monitoring programme, and if so propose the elements of such a programme.

Sodium chlorate is a non selective herbicide, eliciting strongest effects on algae. This is apparent when comparing the effects threshold concentrations for algae with that for fish and shellfish. For surface waters containing benthic macroalgae and phytoplankton a PNEC (Predicted No Effects Concentration) of 1 µg/l NaClO₃ should be applied. For deeper waters, (>10-12 m) containing only fauna, a PNEC of 1 mg/l NaClO₃ is valid. One must thus distinguish between the upper brackish water and density discontinuity zone (reaching to 10-12 m depth) and the deep water zone when evaluating the environmental effects.

The effluent is discharged through a diffuser at 20-25 m depth and the plume will in most cases be trapped at around 12-22 m depth after few minutes. At that moment the NaClO₃ concentration in the diluted discharge plume will be around 30-100 µg/l. The subsequent reduction in concentration is slower as the plume is further dispersed and diluted – probably through transport in the direction of the Skien river.

The model simulations show that the plume will be trapped in the discontinuity zone in only 5 of 83 density profile situations, otherwise trapping is beneath this zone. Benthic algae are distributed from the surface to the discontinuity zone. The risk that these algae should be exposed to chlorate levels above the PNEC of 1 µg/l NaClO₃ for a period long enough to trigger effects on growth is therefore low.

Phytoplankton is expected to occur both in the discontinuity zone and at times in the upper part of the waters below. The model simulations suggest that the plume seldom will be trapped where phytoplankton occurs during the productive phase, but the risk of contact with chlorate above PNEC of 1 µg/l is still there. Such exposure may last more than 24 hours, which is expected to be necessary to give effects on the phytoplankton. The possibility of effects is therefore present for the fraction of the phytoplankton which is mixed into the plume early. This is however considered to be a very small fraction of the productive community in Frierfjorden. In addition the subsequent transport to the mouth of the Skien river and the gradual mixing into the outgoing brackish water, will reduce the survival of this fraction by nature. The risk that the damage should affect the production system of Frierfjorden is therefore insignificant.

The chlorate PNEC for zooplankton, benthic fauna and fish in Frierfjorden is 1 mg/l. The model simulations suggest that the sodium chlorate concentrations are below the PNEC before the plume reaches the trapping depth, i.e. within minutes. The risk of effects on the fauna of Frierfjorden is therefore very low. This is supported by the sediment fauna survey, which showed no signs of effects from the present chlorate discharge.

The overall picture is that the discharge may cause a small, but insignificant impact in the upper water layers of Frierfjorden, and no effects in the waters where the plume normally will be distributed.

The above considerations do not justify that a separate monitoring programme is established for the effluent from Hydro Polymers. One might, however, consider if the overall monitoring program on water quality and biological conditions in the Frierfjorden should be widened to include 1-2 sampling points outside Hydro Polymers.

1. Bakgrunn og formål for prosjektet

Hydro Polymers AS, Rafnes, er i ferd med å bygge et nytt anlegg for klorproduksjon. Det nye anlegget er basert på såkalt membranteknologi til forskjell fra det nåværende som bygger på diafragmateknologi. Utbyggingen foregår i to trinn der første trinn av ny anleggsdel ble startet opp sommeren 2005, annet trinn blir startet opp i 2006. Samtidig legges det gamle anlegget ned. Innføringen av membranteknologi innebærer et gradvis økende utslipp til sjø av prosessvann inneholdende sulfat og klorat. Bedriften har nylig søkt SFT om midlertidig utslippstillatelse for natriumkloratet, som er eneste kjemiske komponent i utslippet fra det nye anlegget som ansees å kunne være av miljømessig betydning. Avløpsvannet slippes til Frierfjorden utenfor Rafnes (**Figur 1**). Etter at søknaden var sendt til SFT har det vist seg at også den gamle teknologien kan ha forårsaket et utslipp av klorat av størrelse 5-15 kg/time.

Hydro Polymers AS har i e-post av 11/08/2005 bedt NIVA utarbeide et forslag til undersøkelser i tilknytning til utslippene, og skisserte 4 oppgaver:

1. *Spredningsberegninger i sjø for utslipp av natriumklorat fra klorfabrikken, med 20 kg/time som typisk størrelse.*
2. *Foreta en miljøvurdering basert på kunnskaper om effekter av natriumklorat, kunnskaper om resipienten og resultatene fra spredningsberegningene.*
3. *Foreta en resipientundersøkelse for å vurdere om det er tegn på skader av mulige historiske utslipp av natriumklorat.*
4. *Dersom konklusjonene på punktene ovenfor tilsier det, å vurdere behov for og foreslå innhold i et resipientovervåkingsprogram.*

Dette lå til grunn for NIVAs tilbud og deretter bestillingen fra Hydro Polymers. Den foreliggende rapporten beskriver hvordan oppgavene er løst.



Figur 1. Oversiktskart, med lokalisering av utslippet fra Hydro Polymers AS. Den hydrografiske hovedstasjonen i Frierfjorden er vist med rød prikk. De hydrografiske dataene som er brukt i modellberegningene er gjort på denne stasjon.

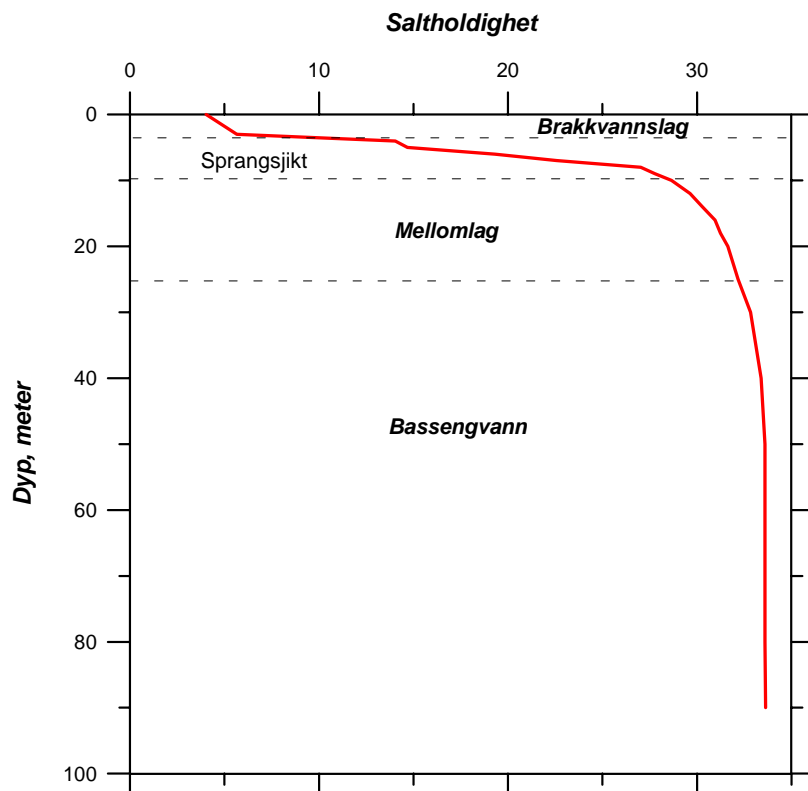
2. Metodikk og data

2.1 Beskrivelse av vannmasser og strømforhold utenfor Rafnes

Den store ferskvannstilførselen fra Skienselva og terskelen på ca. 23 m dyp ved Brevik gjør det naturlig å skjelne mellom tre hovedvannmasser i Frierfjorden (**Figur 2**):

- Brakkvannslaget, typisk omkring 4 m dypt (varierende mellom ca. 3-8 m) og med saltholdighet på 4-5¹ (varierende mellom ca. 0,5 og 8).
- mellomlaget som strekker seg ned til omkring terskeldypet eller litt dypere (overveiende sjøvann)
- bassengvannet (sjøvann)

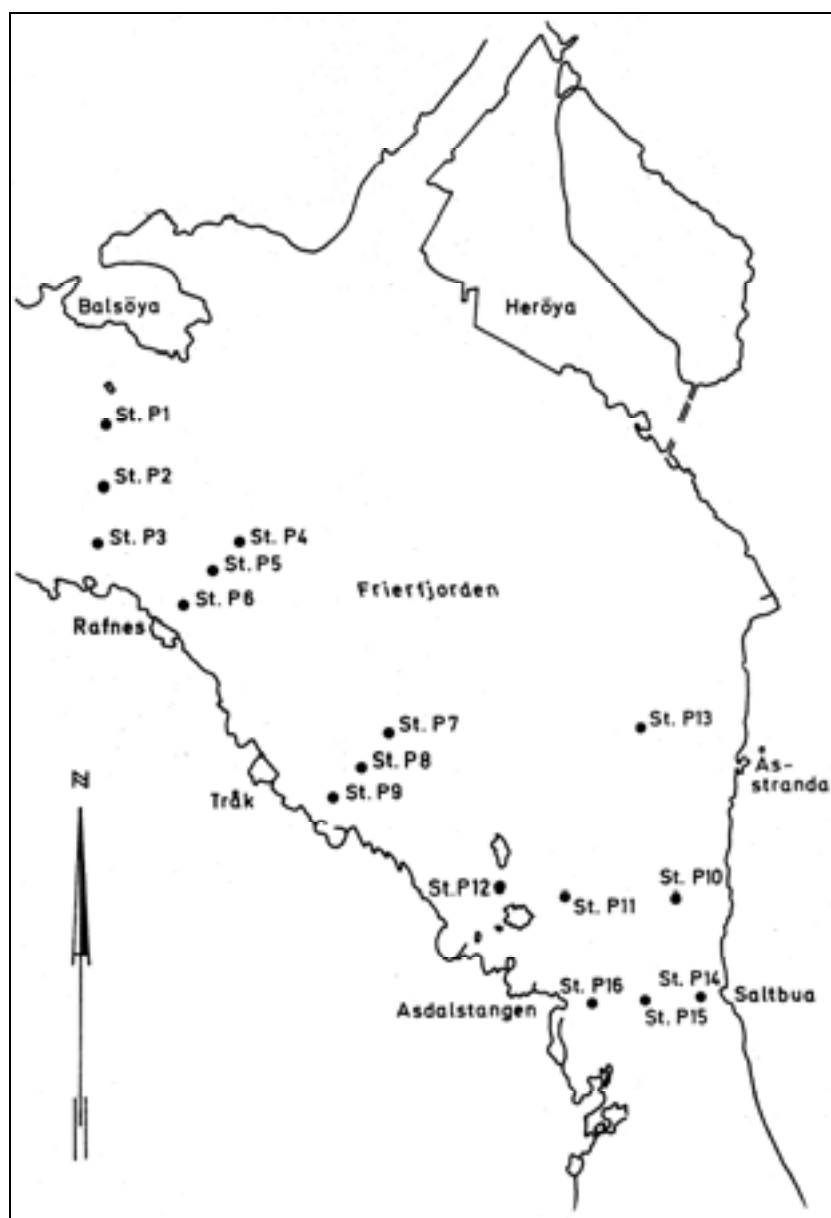
Overgangen fra brakkvannslag til sjøvannslaget mellom dette og bassengvannet (mellomlaget) er markert ved en sterk økning i saltholdighet, og omtales ofte som et sprangsjikt. En slik vertikal lagdeling er en forutsetning for innlagring av avløpsvann – en forutsetning som dermed oppfylles i Frierfjorden.



Figur 2. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser.

I forbindelse med bygging av petrokjemianleggene på Rafnes ble det i mai-juni 1975 bl.a. utført strømmålinger i området der utslippene skulle komme (Molvær 1975). Utenfor Rafnes ble det utført målinger i to snitt ut fra land, se stasjonen P3-P1 og P6-P4 i **Figur 3**. Vannføringen i Skienselva var 550 m³/s, dvs. vårflom.

¹ Merk at saltholdighet oppgis uten enhet (i likhet med bl.a. pH). Tidligere brukte man enheten promille (‰) eller practical salinity unit (psu).

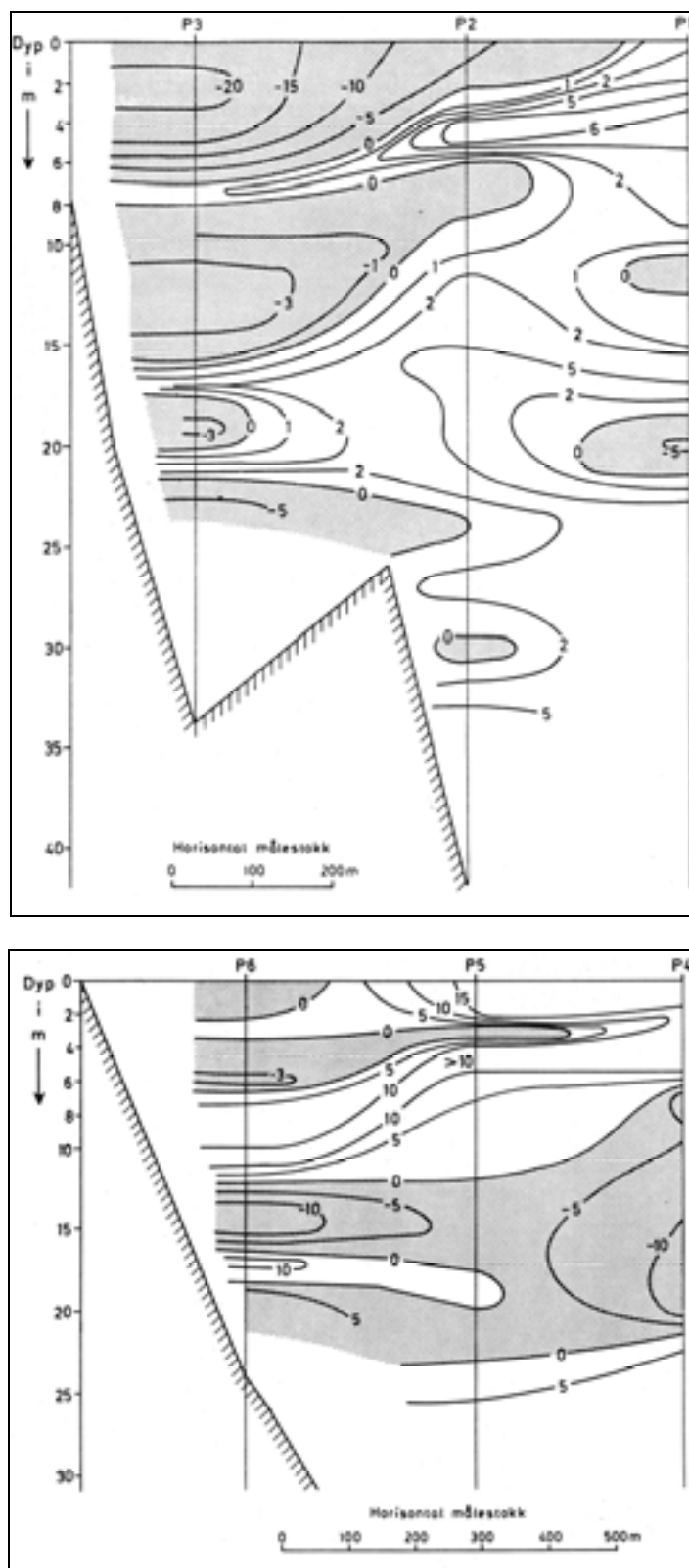


Figur 3. Posisjoner for strømmålinger i 15.5.1975 (fra Molvær 1975).

I et område som Frierfjorden, med stor ferskvannstilførsel, skal en vente å finne at brakkvannslaget strømmer raskt ut gjennom fjorden (evt. med enkelte bakevjer) og at der er under sprangsjiktet er en motsatt rettet strøm med sjøvann.

Resultatene av målingene er vist i **Figur 4**. Dette er nærmest et "øyeblikksbilde", men viser allikevel et strømmønster som sannsynligvis er nokså typisk. Ved P1-P3 strømmet brakkvannet vestover mot Herrebukta, mens det underliggende sjøvannslaget var preget av en strøm som var rettet inn fjorden.

Litt lenger sør, ved P4-P6, var situasjonen preget av et brakkvannslag som strømmet sørøstover og en sjøvannsstrøm som var motsatt rettet. I hovedsak stemmer dette med det forventede, generelle bildet.



Figur 4. Sammenfattende resultat for strømmålingene for stasjonene P3-P1 (øverst) og P6-P4 (nederst). De hvite områdene viser vannmasser som strømmet i hhv. østlig retning (P3-P1) og sørøstlig retning (P6-P4). De skraverte feltene viser dyp der strømretningen var vestlig (P3-P1) eller nordvestlig (P6-P4).

2.2 Biologiske effekter av natriumklorat

Det er bare gjennomført få standard giftighetstester av natriumklorat på marine organismer. Derimot er det utført mange akutte tester (korttidstester med varighet mindre enn 4 dager) på ferskvannsorganismer. Berge (1996) og Henninge og Weidenborg (2005) har sammenfattet mye av de studier som er tilgjengelig i åpen litteratur. Tabellen til Berge (1996) er gjengitt nedenfor.

Tabell 1. Effektstudier med natriumklorat (fra Berge, 1996).

Organisme	Type respons/effekt	Respons/effekt konsentrasjon	Referanse
Evertebrater i elv	Biomasse målt 4-7 uker etter en engangsdosering i kunstig elv	Ingen tydelig effekt av konsentrasjoner i området 20000-60000 µg/l	Matida et al. 1975
Ferskvanns isopode <i>Asellus hilgendorffi</i>	48h/96h LC ₅₀	9400000/6400000 µg/l (NaClO ₃)	Matilda et al. 1976
Insekt i ferskvann?? <i>Stenopsyche griseipennis</i>	24h/48h/96h LC ₅₀	3100000/3100000/ 2700000 µg/l (NaClO ₃)	Matilda et al. 1976
Ferskvannsfisk (Cherry salmon)	24h/48h/96h LC ₅₀	12000000, 10000000, 3200000 µg/l (NaClO ₃)	Matilda et al. 1976
Ferskvannsfisk (Dace)	24h/48h/96h/240h LC ₅₀	12000000, 11600000, 10000000, 6000000 µg/l (NaClO ₃)	Matilda et al. 1976
Brunalger			
Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Volumvekst redusert med 50% i forhold til kontroll over 6 måneder (EC ₅₀)	80 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Laveste konsentrasjon for påvist redusert volumvekst	15-20 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Apikalvekst redusert med 50% i forhold til kontroll over 6 måneder (EC ₅₀)	80 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Laveste konsentrasjon for påvist redusert apikalvekst	1-20 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Laveste konsentrasjon for påvist effekt på nitrogeninnhold i algen	21 µg/l (100 µg/l NaClO ₃ gir full inhibisjon av utnyttelse av plantens nitrogen lager)	Rosmarin et al. 1994
Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)	Apikalvekst redusert med 50% i forhold til kontroll over 6 måneder (EC ₅₀)	130 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994

Tabell 1 (fortsettelse). Effekter av klorat på organismer.

Organisme	Type respons/effekt	Respons/effekt konsentrasjon	Referanse
Sagtang (<i>Fucus serratus</i>)	Laveste konsentrasjon for påvist effekt på nitrogeninnhold i algen	58 µg/l (100 µg/l NaClO ₃ gir full inhibisjon av utnyttelse av plantens nitrogen lager)	Rosmarin et al. 1994
Martaum (<i>Chorda filum</i>)	Grense for 100 % dødlighet (3 måneder)	<21 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Perlesli (<i>Pilayella littoralis</i>)	Grense for 100 % dødlighet	<21 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Vanlig brunsl (<i>Ectocarpus siliculosus</i>)	Grense for 100 % dødlighet	21-58 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Blågrønnalger (<i>Rivularia</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Anabaena</i>)	Nedre grense for redusert tilstedeværelse	>288 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Grønnalger (<i>Cladophora glomerata</i> , <i>Cladophora rupestris</i> , <i>Enteromorpha ahlneriana</i> , <i>Spirogyra</i> sp., <i>Urospora</i> , <i>Chaetomorpha</i> .)	Nedre grense redusert tilstedeværelse	>288 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Rødalger (<i>Furcellaria lumbricalis</i> , <i>Phyllophora truncata</i> , <i>Ceramium tenuicorne</i> , <i>Polysiphonia</i> sp.)	Nedre grense redusert tilstedeværelse	>288 µg/l (NaClO ₃)	Rosmarin et al. 1994
Plantep plankton (ferskvann)	Primærproduksjon (14C-målinger)	50000 µg/l (NaClO ₃) gir en primærproduksjon tilsvarende 35 % av kontroll	Rosmarin et al. 1994
Plantep plankton (sjøvann)	Primærproduksjon (14C-målinger,)	50000 µg/l (NaClO ₃) gir en primærproduksjon tilsvarende 67 % av kontroll	Rosmarin et al. 1994

I NIVA rapport fra Berge (1996) refereres det til en undersøkelse av Rosmarin et al. (1994) som undersøkte effekten av natriumklorat på vekst hos flere bentiske alger ved kronisk eksponering i vekstsesongen (6 mnd). Hos de mest sensitive artene ble de påvist effekter (redusert apikalvekst) ned mot 1-20 µg/l. Alger i et nitrat fattig miljø vil være særlig sensitiv ovenfor klorat fordi klorat blir tatt opp på samme vis som nitrat og algenes enzymsystem vil omdanne klorat til kloritt/ClO₂⁻ og muligens hypokloritt/OCl⁻. Denne virkningsmekanismen er grunnen til at natriumklorat har vært benyttet som et ikke-selektivt herbicid (Tomlin, 1995). I motsetning til et selektivt herbicid som vil ha en bestemt gruppe av planter som målorganisme, vil et ikke-selektivt herbicid ha som intensjon å drepe alle planter som eksponeres.

Virkningsmekanismen av klorat ovenfor pattedyr er kjent og skjer via dannelsen av methaemoglobin som medfører haemolysis og nyresvikt (Warrington, 2002). Hvorvidt det er en lignende virkningsmekanisme også hos akvatiske invertebrater er ikke kjent, men LC50 og EC50 verdier er sammenlignbare for disse organismegruppene.

Med hensyn til skjebne i miljøet angis det hos Einarson og Lunde (2005) at klorat er ustabilt i vann og lett nedbrytbart (oksygenkilde) under anoksiske forhold. Akvatiske bakterier omdanner klorat til klorid (Rikken et al., 1996). Bakterier omdanner også klorat til hypokloritt. Hypokloritt er reaktivt (oksydasjonsmiddel) og vil derfor raskt omdannes (reduseres) videre til klorid.

Tabell 2. Andre studier av akutte effekter av natriumklorat fra åpen litteratur (effektverdier er i mg/l natriumklorat)

Arter		L(E)C ₅₀ (mg/l)	Referanse
FISK			
<i>Cyprinus carpio</i> (karpe) FV	96 h	2340	Aquire
<i>Oncorhynchus masou</i> (ørret) FV	96 h	1100	Aquire
<i>Pimephales promelas</i> (ørekyste) FV	96 h	13500-13800	Aquire
<i>Tribolodon hakonensis</i> (karpe) FV	96 h	3300	Aquire
<i>Salmo trutta</i> (ørret) FV	48 h	7,3	Aquire
<i>Rasbora heteromorpha</i> (harlequin) FV	24 h	8600	IUCLID
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (fisk) FV	96 h	1750	IUCLID
<i>Brachidanio rerio</i> (fisk) FV	96 h		>784 (N)
KREPSDYR			
<i>Stenopsyche griseipinnis</i> (vårflue) FV	48h 96h	3100 2700	Aquire
<i>Asellus hilgendorfi</i> (krepsdyr) FV	48 h 96 h	3100-3400 2100-2800	Aquire
<i>Cleon dipterum</i> (krepsdyr) FV	48 h	>40	Aquire
<i>Daphnia sp.</i> (krepsdyr) FV	48 h	1093	IUCLID
<i>Daphnia sp.</i> (krepsdyr) FV	48 h	3162	Aquire
ALGER			
<i>Scenedesmus capricornutum</i>	5d	133	Aquire
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (alge) FV	4 d	3 (LOEC)	IUCLID
<i>Chlorella vulgaris</i> (alge) FV	48 h		334 (L) (NO ₃ = 28 og 280 mg/l)
<i>Scenedesmus subspicatus</i> (alge) FV	72 h	3137 (NOEC)	Aquire
<i>Nitzschia closterium</i> (fytoplankton) SV ¹⁾	72 h	2,4 (NO ₃ < 0,05 mg/l) 13 (NO ₃ = 1 mg/l)	Stauber (1998)
<i>Dunaliella teriolecta</i> (fytoplankton) SV ¹⁾	72 h	14 (NO ₃ < 0,05 mg/l) 17 (NO ₃ = 1 mg/l)	Stauber (1998)
<i>Phaeodactylum tricornutum</i> (fytoplankton) SV	72 h	444 100 (NOEC)	Aquire
NOEC=No effect concentration			
LOEC= Lowest concentration with significant effect			

I rapporten fra Aquateam (Henninge og Weideborg, 2005) har man beregnet en PNEC=0,17 µg/l. Denne verdien er basert på vekstforsøk med *Nitzschia closterium* som ga en EC50=1,9 mg/l for ClO₃⁻ (Stauber 1998), Aquateam har i sin beregning antatt at EC50 verdien er for KClO₃ og en AF=10000 (applikasjonsfaktor som EC-verdiene deles på for å gi en betryggende PNEC for kroniske effekter). Av **Tabell 1** og **Tabell 2** går det frem at det kun finnes kroniske tester for alger. Alle studier for invertebrater og fisk er akutte tester (<=4d). I utgangspunktet kvalifiserer den tilgjengelige økotoxikologisk informasjonen kun til å benytte en AF på 10000, fordi det kun er tilgjengelig akutte tester og Frierfjorden er et marint habitat. (Vi har utført et begrenset litteratursøk i åpen litteratur for om mulig finne kroniske akvatiske studier med klorat, men uten hell.)

Marine habitater er inkludert i siste versjon av TGD. I følge TGD (EU, 2003) er AF økt fra 1000 til 10000 for å ta hensyn til økt diversitet i marine habitater. Brakkvannshabitater har derimot normalt lav diversitet og domineres av relativt robuste organismer. Det er derfor grunnlag for å redusere AF til 1000. I henhold til **Tabell 2** er laveste EC50-verdi lik 2,4 mg/l for NaClO₃, med en AF=1000 får man en generell PNEC for brakkvann overflatevann lik 2,4 µg/l for NaClO₃. Denne PNEC verdien er nær nedre grense for effekt observert som redusert apikalvekst hos blæretang eksponert gjennom 6 mnd som var 1 µg/l (se **Tabell 1**). Apikalvekst er ikke en populasjonsendrende effekt, men gir en indikasjon på konsentrasjonsgrense for sublethale effekter. Det er derfor grunnlag for å benytte denne verdien som PNEC for alger. Vi har derfor satt PNEC_{aquatic_algae}=1 µg/l NaClO₃. Det kan se ut som

EC50 verdiene for *Nitzschia closterium* og *Dunaliella teriolecta* utgjør unntak i **Tabell 2**, men det er et poeng at disse studiene er de eneste som er utført med lave nitratkonsentrasjoner, fordi høye nitratkonsentrasjoner vil hindre omdannelse av klorat til giftig kloritt/ ClO_2 . Også studiene med blæretang ble utført ved lave nitratkonsentrasjoner. I de øvre vannlag er lave nitratverdier normalt i vekstsesongen.

På bakgrunn av at klorat har en spesifikk virkningsmekanisme ovenfor planter/alger i tillegg til at alger kun vokser i de øvre 10-15 m i Grenlandsfjorden, er det grunnlag for å etablere en alternativ PNEC for vann dypere enn 15 m. Alger både bentiske og pelagiske er avhenging av tilstrekkelig lys for å vokse. I Frierfjorden så er siktedyp ca. 3-3,5 m om sommeren det tilsier at euphotisk sone (omregningsfaktor på 3) er ca. 10-12 m maksimalt. Sprangskiktet er normalt på 6-8 m phytoplankton vil i liten grad befinne seg under sprangskiktet. Et konservativt anslag for alge utbredelse vil derfor være i de øvre 12 m. $\text{PNEC}_{\text{aquatic_algae}}=1$ er relevant for disse vannmassene i Frierfjorden. For vann dypere enn 12 m er det i denne vurderingen relevant å beregne en PNEC verdi som kun er basert på effekter hos dyr. Dette er mulig praktisk mulig fordi man i denne miljørisikovurderingen utfører en steds spesifikk utslipps modellering. Det vil si at man kjenner til hvilke konsentrasjoner som vil oppstå hvor i forhold til utslippet.

Canada har publisert en vurdering av vannkvalitetsstandard for klorat (Warrington, 2002). Det ble ikke funnet studier med marine dyre arter. De konkluderer at laveste EC50 for invertebrater er 1093 mg/l, mens laveste LC50 (96 h) for fisk er 1100 mg/l for *Oncorhynchus masau* (ørret). I **Tabell 2** er det oppgitt en LC50 (48h) = 7,3 mg/l for ørret (*Salmo trutta*). Denne verdien avviker såpass fra de andre testresultater (originalbeskrivelsen fra 1974 er ikke vurdert), og vi velger derfor å se bort fra denne verdien. PNEC for vann dypere enn 15m beregnes derfor på grunnlag av $\text{EC50}=1093$ mg/l for *Daphnia* sp. Med en $\text{AF}=1000$ gir det en $\text{PNEC}_{\text{aquatic}_{>15\text{m dyp}}}=1093/1000=1$ mg/l NaClO_3 .

Med et utslipp på 25 m dyp er det forventet at det er primært invertebrater som, børstemark, amfipoder og muslinger som eksponeres for de høyeste konsentrasjonene. Fisk slik som skrubbe og torsk vil også kunne være eksponert. For effekter på bunnfauna og fisk er den etablerte $\text{PNEC}_{\text{aquatic}_{>15\text{m dyp}}}$ på 1 mg/l NaClO_3 en relevant konsentrasjon å vurdere mot.

Oppsummering

Natriumklorat er et ikke-selektivt herbicid. Dette fremkommer tydelig når man sammenligner effektnivåer for alger med krepsdyr/fisk. Dette kombinert med at man foretar en steds spesifikk utslippsmodellering muliggjør bruk av habitatspesifikke PNEC-verdier. For de øvre vannlag med alger (både bentiske og phytoplankton, <12 m dyp) benyttes $\text{PNEC}_{\text{aquatic_algae}}=1$ µg/l NaClO_3 . For dypere vannlag (> 12 m dyp) benyttes $\text{PNEC}_{\text{aquatic}_{>15\text{m dyp}}}=1$ mg/l NaClO_3 .

2.3 Biologiske forhold i Frierfjorden

Nedenfor gis en kort beskrivelse av de biologiske forhold i Frierfjorden med relevans for Rafnes-området. Bortsett fra bløtbunnsundersøkelsen gjennomført som ledd i dette prosjektet (kap. 3.2), er det ikke gjort noen biologisk kartlegging utenfor selve Rafnesområdet. Beskrivelsen nedenfor inneholder også en vurdering av hvor relevant informasjonen er for det som sannsynligvis bør finnes ved Rafnes.

2.3.1 Hardbunnssamfunn

NIVA gjennomførte i 1998-99 en kartlegging av hardbunnssamfunn på 9 lokaliteter i Grenlandsfjordene som ledd i langtidsprogrammet for overvåking av fjordsystemet (Walday et al. 2001). Dette er siste gang hardbunnssamfunn i Frierfjorden er undersøkt. To av stasjonene, A17 Balsøy og A18 Ringsholmen, ligger relativt nær Rafnes. Stasjon A17 ligger ca. 1,2 km nord for Rafnes, Stasjon A18 ca. 1,7 km SØ for Rafnes. Vi antar forholdene ved Rafnes vil være som et gjennomsnitt av de forholdene man fant på de to stasjonene.

Strandsonen

Strandsonen på Balsøy ble beskrevet som: ”meget ferskvannspreget og artsfattig samfunn. Strandsonen var flekkvis dekket av blågrønnalger og diatoméer. Under vannlinjen var det flekkvis enger av grønndusk (grønnalgen *Cladophora*), avbleket og brunlig av diatoméer. Spredte forekomster av rur (*Balanus improvisus*), ca. 50 % døde.” Beskrivelse av stasjonen ti år tidligere (Knutzen 1990) ga mye det samme bildet.

Strandsonen på Ringsholmen ble beskrevet som: ”Grønske dannet et sleipt grønt belegg sammen med blågrønnalger, diatoméer og grønnhår, grønnsli. Spredte rurforekomster (*B. improvisus*).”

Den store likheten i beskrivelse tyder på at dette også er det man kan forvente å finne på Rafnes.

Blæretang (*Fucus vesiculosus*), som er oppgitt å ha lav toleranse for klorat, er ikke funnet i Frierfjorden 1998/99, men på alle stasjonene i Brevikfjorden, inklusive rett utenfor Brevikstrømmen. Tidligere algeundersøkelser (1976, 1981) har heller ikke påvist blæretang i Frierfjorden. Arten har ellers en vid utbredelse på Norskekysten også i brakkvannsområder med salinitet ned til 5 – 10 enheter. Saltholdigheten i overflatevannet ved Balsøy ligger rundt 5 (cf **Figur 2**) så det kan være at dette er for nær nedre toleransegrense til at arten vil kunne få fotfeste i indre del av Frierfjorden, dvs. også ved Rafnes. Sagtang (*F. serratus*) er heller ikke funnet i Frierfjorden.

Hardbunn nedenfor tidevannssonen

Bare Stasjon A17 Balsøy ble undersøkt under tidevannssonen. Vi har derfor også tatt registreringene på en tredje stasjon i Frierfjorden A15 Saltbua, rett SØ for stasjon A18, med i beskrivelsen. Nedre voksegrense for benthosalger på Balsøy var 8 m, som var en klar forbedring i forhold til tidligere registreringer (1974/76 og 1980/81). Ved Saltbua var voksegrensen 12 m. Vi bør derfor forvente at tilsvarende voksegrense ved Rafnes er på ca. 10 m dyp.

Det ble funnet 15 arter makroalger og 10 arter makroskopiske dyr på Balsøy. Her gikk hardbunnsunderlaget over til bløt mudderbunn på 9 m dyp. Ved Saltbua ble det funnet 24 algearter og 29 dyrearter grunnere enn 9 m. Dette viser at Balsøy i større grad enn Saltbua er preget av brakkvannssjiktet som strekker seg til ca. 10 m dyp. Vi regner med at forholdene ved Rafnes ligger nærmest det som ble observert på Balsøy, både fordi brakkvannstransporten er fra Balsøy mot Rafnes og fordi hardbunnssubstratet også ved Rafnes går over i bløtbunn relativt grunt (7-8 m, se kapittel 3.2). På Balsøy var det mye bart fjell ned til 4-5 meter med spredt forekomst av grønndusk og litt rur. Fra 6 til 9 m dominerte en trådformet rødalge (*Scagelothamnion pusillum*) og det var spredt forekomst av

sekkedyr (*Corella parallellogramma*, *Dendrodoa grossularia* og *Ascidiella* sp.), vanlig sjøstjerne, en rørbyggende børstemark (*Sabella pavonina*) og hydroiden *Laomedea longissima*. De samme artene ble også funnet i samme dybdesoner ved Saltbua, men der var det i tillegg innslag av flere typisk marine rødalger.

Tidsutviklingen på Balsøy både for hardbunnsfauna (1974 – 1999) og makroalger (1980 – 1999) viser små endringer i antall arter. Samtidig har det skjedd en klar økning i antall arter av både alger og dyr ved Saltbua.

Ut fra dette kan vi regne at de relativt grunne hardbunnsområdene langs Rafneslandet har en typisk brakkvannspreget flora og fauna med relativt få arter og at forholdene neppe har endret seg vesentlig de siste 10 årene. De artene som er registrert er også svært vanlige i rent marine forhold langs kysten vår og har høyt potensial for gjenvekst om de skulle forsvinne. Forekomsten i Frierfjordens brakkvannssjikt viser at de har en høy toleranse for saltholdighet, muligens også for nedslamming.

2.3.2 Bløtbunnsfauna

Som ledd i prosjektet ble det gjennomført en egen undersøkelse av bløtbunnsfaunaen utenfor Rafnes. Resultatene herfra gir et bilde av nåsituasjonen og er presentert i kapittel 3.2.

2.3.3 Fiskefauna

En oversikt over fiskefauna med opplysning om fødevalg er gitt av Bergstad og Knutsen (2000). Det meste av undersøkelsene er gjort for mange år siden, og vi vet ikke hvordan fiskefaunaen har forandret seg som følge av miljøtiltakene i fjorden. Havforskningsinstituttet HI har gjort omfattende undersøkelser med strandnot i Grenlandsfjordene årlig siden 1953, men bortsett fra noen få trekk i 1953/54 er ikke Frierfjorden inkludert i programmet.

Torsk. HIs undersøkelser viste ubetydelig forekomst av torskelarver i Frierfjorden i 1953/54 i forhold til fjordsystemet utenfor, men hvordan forholdene er i dag etter forbedringstiltakene, vet vi ikke. Fangstene av torsk i overvåkingsprogrammet i 2003 og 2004 har omfattet kjønnsmoden fisk av 30 – 80 cm lengde. Merkeforsøk andre steder tyder på at kysttorsken er meget stasjonær, og de klare forskjeller i dioksinsammensetning mellom de ulike fjordavsnitt i Grenlandsfjordene tyder på at dette også er tilfelle for torsken i Frierfjorden.

Skrubbe. Strandnot-trekkene i 1953/54 viste til dels stort antall i Frierfjorden. Skrubba holder til på grunn bløtbunn og er tolerant for lav saltholdighet. Hovednæringen er bunnlevende dyr på bløtbunn. Vi må regne med at skrubba i Frierfjorden er ganske stedbundet, men kan ikke utelukke at den vandrer til andre fjordavsnitt.

Sjørørret. I følge Bergstad og Knutsen (2000) kan vi regne med at det forekommer sjørørret i alle fjordavsnitt i Grenland, også Frierfjorden, dels på vandring inn og ut fra Skienselva, dels som smolt ved munningen av elva. Hvor lenge den står i Frierfjorden vet vi ikke. Noen få ble funnet i strandnotttrekkene i 1954.

Pelagisk fisk. I følge Dahl et al. (1983), referert i Bergstad og Knutsen (2000) fantes hovedmengden av brisling i fjordsystemet i 1974/78 i Frierfjorden. 0-gruppe fisk kan dominere bestanden. Pelagisk tråltrekk i 1993 og 1995 ga også mer brisling i Frierfjorden enn i Eidangerfjorden. De sammen undersøkelser har vist ubetydelig forekomst av sild i Frierfjorden. Av andre pelagiske fisk er spesielt sei og hvitting, men også øyepål fanget i Frierfjorden (1993/95). Havforskningsinstituttet regner at de anoksiske forholdene i dypvannet i Frierfjorden begrenser utbredelse og vandring til en rekke arter.

Undersøkelser i Grenlandsfjordene i 1973/74 viste at egg og larver av brisling var mest tallrik og at største forekomst var i Frierfjorden. Torskeegg er også funnet i Frierfjorden, mens egg og larver av makrell eller sild bare er funnet utenfor.

Andre arter som er registrert i Frierfjorden er bergnebb, ål og ulike kutlinger (glasskutling, tangkutling og sandkutling). Vi har ikke spesifikk kunnskap om forekomst av fiskeartene utenfor Rafnes, men antar at både skrubbe og torsk kan være stasjonære i området..

2.4 Bedriftens utslipp

Utenfor Rafnes slippes avløpsvannet til Frierfjorden gjennom en diffusor som ligger i 20-25 m dyp. Diffusorens totale lengde er 58 m. De innerste 32 m har indre diameter 92,3 cm med 9 hull som hver har diameter 15 cm. De ytterste 26 m har indre diameter 65,54 cm og har 9 hull med diameter 15 cm. Sektoråpningen i enden av diffusoren er 0,035 m².

Avløpsvannet er ferskvann, og i beregningene skal brukes vannmengder på hhv. 3000 m³/time og 4000 m³/time. Temperaturen er 25 °C. Beskrivelsen av utslippet er sammenfattet i **Tabell 3**.

Der har vært et utslipp av 5-15 kg natriumklorat pr. time, men i framtida kan utslippet ligge i intervallet 20-40 kg/time. Et framtidig utslipp av 20 kg/time legges til grunn for beregningene.

Tabell 3. Opplysninger om utslipp, for bruk i de tekniske beregningene (basert på opplysninger fra Hydro Polymers).

Avløpsvann	Temperatur	Diffusoren				
		Dyp	Lengde/indre diam. av indre halvdel	Lengde/indre diam. av ytre halvdel	Hulldiameter	Endehull
3000 m ³ /time	25 °C	20-25 m	32m/923mm	26m/655,4mm	150 mm	0,035 m ²
4000 m ³ /time	25 °C	20-25 m	32m/923mm	26m/655,4mm	150 mm	0,035 m ²

2.5 Metodikk for vurdering av dyputslipp

Avløpsvannet har i praksis samme egenvekt som ferskvann og er dermed lettere enn sjøvann. Når avløpsvannet slippes ut gjennom en ledning på dypt vann i Frierfjorden vil det derfor begynne å stige opp mot overflata samtidig som det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Hvis sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se **Figur 5**). Da har ikke lenger blandingsvannmassen noen "positiv oppdrift", men har fortsatt vertikal bevegelsesenergi og vil vanligvis stige noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

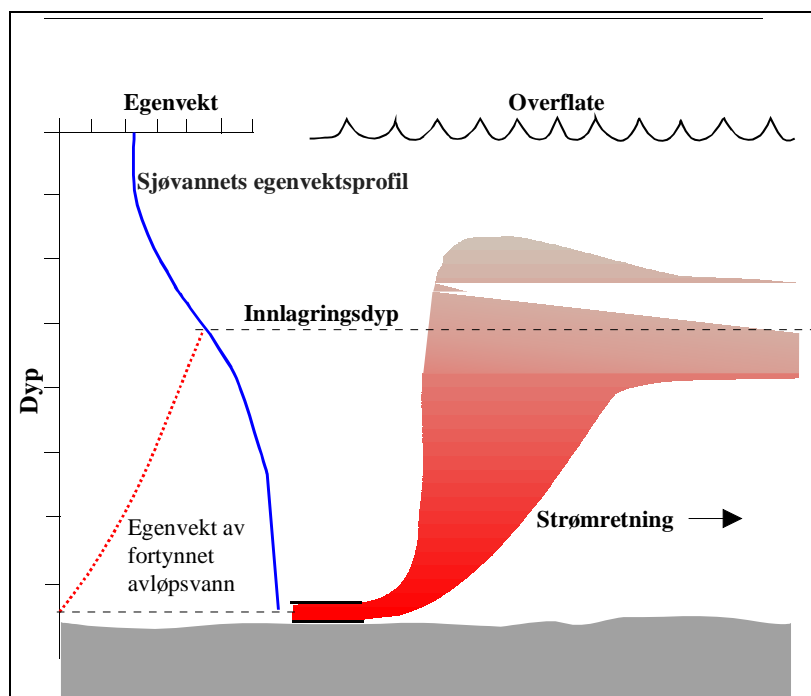
Beregning av innlagring og primærfortynning er utført i tre omganger.

1. Først har vi brukt et EDB-program DIFDIM (Dammen 1979) for å beregne strålehastigheter og effektiv hulldiameter i diffusoren
2. Deretter NIVA*JET.MIX utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). Programmet beregner fortynning og innlagringsdyp for en stråle utslippsvann i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet.

JETMIX beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der det fortynnede utslippsvannets egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Utslippsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det kan stige noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres (se **Figur 5**). I praksis er det til vanlig liten forskjell mellom innlagringsdypet og likevektsdypet, og i det følgende vil innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdypet.

Programmet beregner fortynningen i sentrum av skyen med innlagret avløpsvann, dvs. minste fortynning. Man bør være oppmerksom på at gjennomsnittlig fortynning i innlagringsdypet er større (gjørne 1,5x) enn fortynningen midt i skyen.

3. For beregning av videre spredning fortynning etter innlagring bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, dyp og diameter for utslippsrøret, samt strømhastigheten i resipienten.



Figur 5. Prinsippskisse av dyputslipp med innlagring av avløpsvannet

For beregningene med DIFDIM har vi lagt til grunn beskrivelsen av diffusoren og av vannmengder som vist i **Tabell 3**.

For beregningene med JETMIX har vi brukt 83 vertikale profiler av temperatur og saltholdighet målt under de undersøkelsene som NIVA har gjennomført fra tidlig 1970-tallet til ca. 2000 (se **Vedlegg A**). Målingene er gjort midt i Frierfjorden (se målestasjonen i **Figur 1**). I forhold til beregninger som skal gjelde utenfor Rafnes kan denne avstanden spille en viss (men liten) rolle i forhold til saltholdighet og temperatur i overflatelaget, men har ingen betydning for våre beregninger som gjelder sjøvannslaget. På grunnlag av resultatene fra DIFDIM (effektiv strålediameter, strålehastighet) utføres beregninger for typiske diffusorhull ved vannmengdene 3000 m³/s og 4000 m³/s.

Beregningene med PLUMES blir utført for 4 utvalgte situasjoner (dyp, middels og høy innlagring). Etter at avløpsvannet er innlagret (typisk 0,5-1 minutt etter at det forlater avløpsledningen) vil

konsentrasjonen av natriumklorat avta pga. videre fortynning. Den beregnede fortynningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding som varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker koeffisienten $0.0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}^2$, og lar den øke med størrelsen av skyen med fortynnet avløpsvann. I de fleste sammenhenger er dette mest realistisk, men gir også en større fortynning enn tilfellet er for en konstant koeffisient for den turbulente blandingen.

Strømforholdene utenfor Rafnes er forholdsvis lite kjent, men fra en undersøkelse utført av NIVA i 1975 (Molvær, 1975) regner vi med svak strøm i sjøvannslaget og velger 5 cm/s som typisk hastighet (**Figur 4**).

2.6 Undersøkelse av bløtbunnsfauna utenfor Rafnes

2.6.1 Innledning

Bløtbunnsfauna er dyrene som lever på og i sedimentet på sand-, silt- og leirbunn. Faunaen domineres av flerbørstemark (Polychaeta), krepsdyr (Crustacea), bløtdyr (Mollusca) og pigghuder (Echinodermata). Undersøkelse av bløtbunnsfauna er ofte inkludert i overvåkingsprogrammer fordi bløtbunnsfauna er en velegnet biologisk parameter til å vurdere effekter av forurensing da mesteparten av bløtbunnsartene er lite mobile og endringer i artssammensetning og individtetthet kan derfor lett påvises. Ved studier av bunnfaunaen kan man ofte påvise *effektene* av forurensing, mens kjemisk overvåking har til hensikt å fastslå spredning og konsentrasjonsnivå av forurensende stoffer.

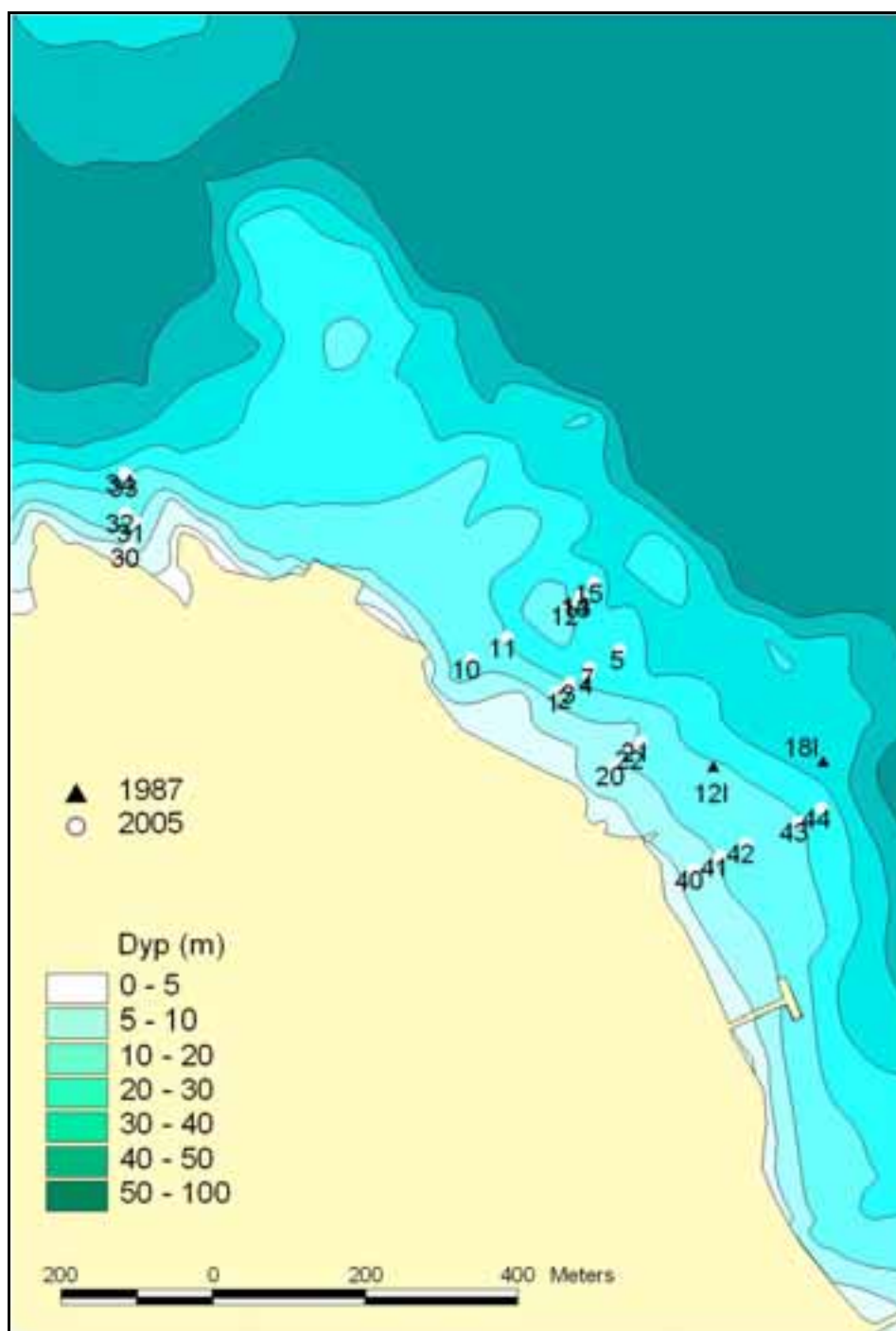
Viktige faktorer som bestemmer sammensetning av bløtbunnsfauna i et område er bl.a. sedimentets kornstørrelsesfordeling, innhold av organisk stoff, metallinnhold, sedimentasjonshastighet, type sedimenterende materiale og bunnvannets temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold. Bunn-dyp vil ofte være en samleparameter som representerer variasjonen i flere av de observerte faktorer. Utenfor Rafnes ble det gjort en enkel vurdering av bunnfaunaens sammensetning ved og i nærområdet av utslippet. Det ble tatt en grabbprøve pr. stasjon for å få en generell oversikt over bunnfaunaen i området og vurdere om det var klare effekter av utslippet på faunaen.

2.6.2 Metodikk

Prøvene ble innsamlet med en $0,025 \text{ m}^2$ van Veen grabb den 15. september 2005. Grabbrøvene ble tatt med håndvinsj fra NIVAs 16 fots Buster aluminiumsbåt. Vi benyttet et mobilt Hummingbird ekkolodd for dybdeangivelse og en håndholdt Garmin dGPS for posisjonering. Prøvetakingsstasjonene (**Figur 6**) lå utenfor Rafnes i Frierfjorden, noen hundre meter sydvest og nordvest for Lundsodden. Totalt ble det samlet inn prøver på 25 stasjoner og det ble tatt en grabbprøve pr. stasjon. Posisjon og dyp er vist i **Tabell 4**. Dypet på stasjonene varierte mellom 7 m og 31 m. Stasjonene ble plassert som fem transekter fra land og utover mot dypere områder. Et transekt ble plassert langs utslippsledningen (stasjon 1,2,3,4, 5 og 7). Sedimentet i hver grabb ble siktet gjennom sikt med 1mm maskevidde. Prøvene ble deretter fiksert i 4-6 % formaldehydløsning og oppbevart i påvente av videre opparbeidelse på laboratoriet. Sedimentet var i det vesentlige siltig leire. Sedimentet på de grunneste stasjonene (st. 1, 20, 30 og 40) var noe lysere og mer sandig enn på de øvrige stasjonene. På stasjon 15 og 44 ble det observert svak H_2S lukt i sedimentet. På stasjon 31 og 32 ble det observert mye terrestrisk materiale og flis i prøvene.

I laboratoriet ble prøvene tilstatt Rose Bengal fargesoff for å lettere kunne skille dyrene fra sedimentet ved sortering. Deretter ble dyrene sortert fra sedimentet, identifisert og antallet notert. Antall arter og individer ble registrert. Artsmangfold ble beregnet med indeksen H' (Shannon og Weaver 1963) og Hurlberts indeks ES_{100} (Hurlbert 1971). Andelen av forurensningsømfintlige arter i faunasamfunnet ble beregnet ved indeksen ISI (Indicator Species Index, Rygg 2002). I programmet PRIMER ble det

utført likhetsanalyser som grupperer prøver og stasjoner etter likhet i faunasammensetning (faunaprofil). Resultatene er vurdert etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (SFT 1997) og intern NIVA-klassifisering for ISI (Rygg 2002).



Figur 6. Kart med prøvetakingsstasjoner for bløtbunnsfauna i 2005 (hvite punkter). Totalt ble det samlet inn prøver på 25 stasjoner. Prøvedyp varierte mellom 7 m og 31 m. I tillegg viser kartet to stasjoner der prøver ble samlet inn i 1987 (sorte trekanter).

Tabell 4. Dyp og posisjoner for de ulike stasjonene.

Stasjon	Dyp	Lengde	Bredde
1	7	59,10373	9,58760
2	12	59,10378	9,58784
3	21	59,10385	9,58792
4	27	59,10397	9,58830
5	31	59,10429	9,58899
7	27	59,10405	9,58833
10	12	59,10404	9,58562
11	15	59,10433	9,58641
12	18	59,10477	9,58776
13	21	59,10487	9,58803
14	25	59,10489	9,58798
15	31	59,10505	9,58827
20	7	59,10292	9,58910
21	12	59,10323	9,58964
22	19	59,10313	9,58951
30	8	59,10503	9,57764
31	12	59,10533	9,57773
32	15	59,10543	9,57747
33	21	59,10586	9,57747
34	25	59,10590	9,57738
40	7	59,10177	9,59108
41	10	59,10195	9,59165
42	14	59,10213	9,59222
43	19	59,10243	9,59338
44	23	59,10261	9,59387

3. Resultater

3.1 Beskrivelse av utslipp og fortynning

3.1.1 Diffusoren

Programmet DIFDIM ble brukt for å simulere hvordan diffusoren fungerer for utslipp av hhv. 3000 m³/s og 4000 m³/s. Resultatene for en standard diffusorhull og endehullet (tenkt som et sirkulært hull) er sammenfattet i **Tabell 5**.

Tabell 5. Beskrivelse av utslippet for bruk i JETMIX. Beregningene ble gjort for vannmengdene 3000 m³/s og 4000 m³/s.

Dyp	Hulldiameter	Effektiv hulldiameter	Strålehastighet
20 m	150 mm	110 mm	4 m/s
25 m	210 mm	170 mm	4,5 m/s

Vi på grunnlag av resultatene fra DIFDIM (effektiv strålediameter, strålehastighet) valgte vi å gjøre beregninger med JETMIX for et standard diffusorhull i 22 m dyp og endehullet i 25 m dyp.

3.1.2 Innlagring, fortynning og konsentrasjoner

Resultatene fra beregningene av innlagringsdyp og primærfortynning for utslipp i 22 m dyp gjennom et diffusorhull er vist i **Figur 7**. Dette gjelder for utslipp

- til ”stillestående vann”
- 83 vertikalprofiler (ulike tidspunkt)
- Vannmengder 3000 m³/s og 4000 m³/s.

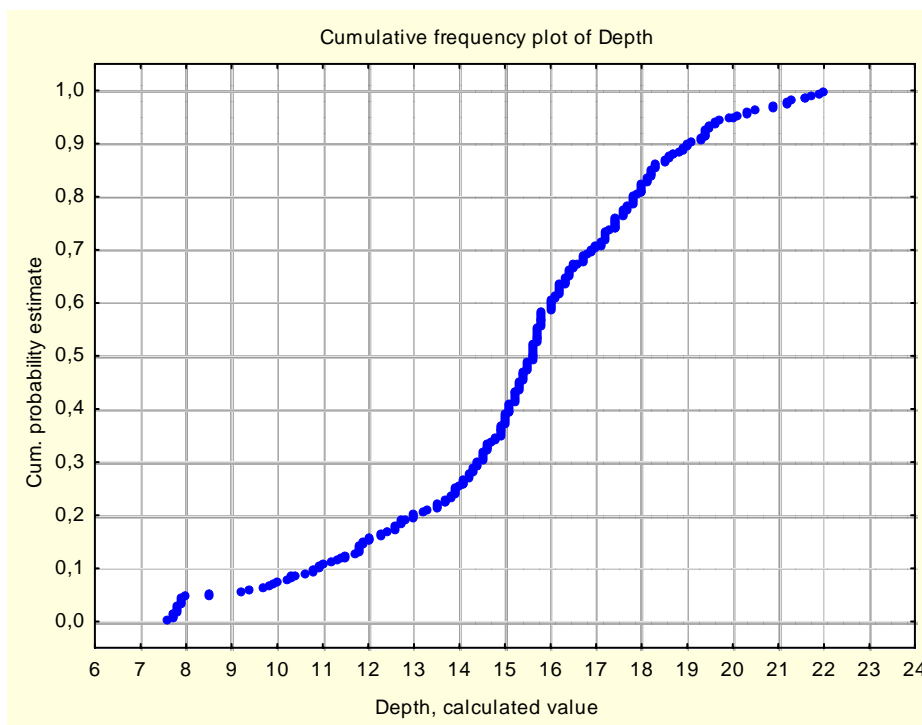
For ca. 80% av tilfellene viste beregningene at avløpsvannet ble mellom 10 m og 20 m dyp, og i gjennomsnitt i ca. 15 m dyp. Av de 83 vertikalprofilene som ble brukt tydet beregningene på innlagring i sprangsjiktet kunne forekomme i 19 tilfeller. Disse fordelte seg med 14 tilfeller i tidsrommet oktober-mars og 5 tilfeller i tidsrommet april-september (4 av de 5 var samlet om et intervall på 17 dager i juni-juli 1988).

Fem representative situasjoner (innlagring i ca. 7 m, 8 m, 15 m, 17 m og 18 m – profilene 36, 45, 39, 35 og 63) ble utvalgt fra disse JETMIX-beregningene. For disse profilene er deretter innlagring og fortynning fra diffusoren studert ved bruk av modellen Visual Plumes, ved en strømhastighet 5 cm/s og vannmengdene 3000 m³/s og 4000 m³/s. Den beregnede fortynningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding som varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker koeffisienten 0.0003 m^{2/3}/s².

Resultatene er vist i **Figur 8** og **Figur 9**, og forventes å gi en realistisk beskrivelse av innlagring og fortynning av det samlede utslippet fra hele diffusoren. Av de fem utvalgte situasjonene er det et tilfelle der avløpsvannet innlagres i sprangsjiktet mellom brakkvann og sjøvann (se **Figur 2**), men det trenger ikke gjennom sprangsjiktet og inn i selve brakkvannslaget. For 1-2 andre situasjoner stiger avløpsvannet høyt opp mot sprangsjiktet før det synker tilbake og innlagres.

Ser vi dette i forhold til beregningene med JETMIX og tar i betraktning av ved svakere strøm stiger skyen med avløpsvann mer vertikalt kan man anslå at avløpsvannet innlagres i nedre del av sprangsjiktet i omkring 10-15% av tiden, og da oftest i vinterhalvåret. For de øvrige 85-90% innlagres avløpsvannet dypere og i sjøvannslaget.

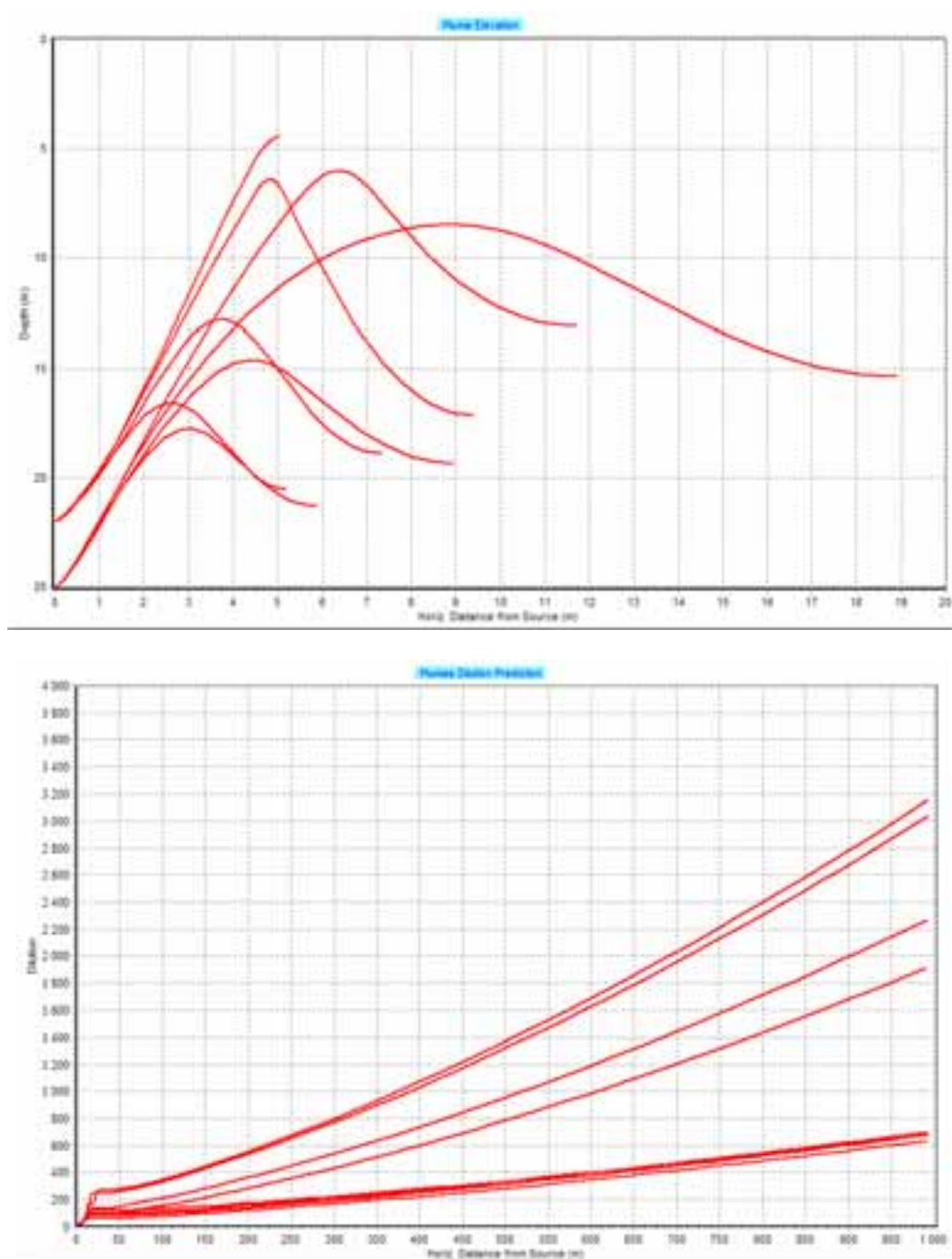
Fortynningen er vist i nedre del av **Figur 8** og **Figur 9**. Umiddelbart etter innlagring er avløpsvannet fortynnet 50-100x. Fortynningen er størst for de tilfellene da innlagringen skjer i sprangsjiktet (lenger distanse der fortynningen kan foregå enn ved innlagring dypere nede). I en avstand av 200 m vil fortynningen være 75-150x – ved strømhastighet 5 cm/s.



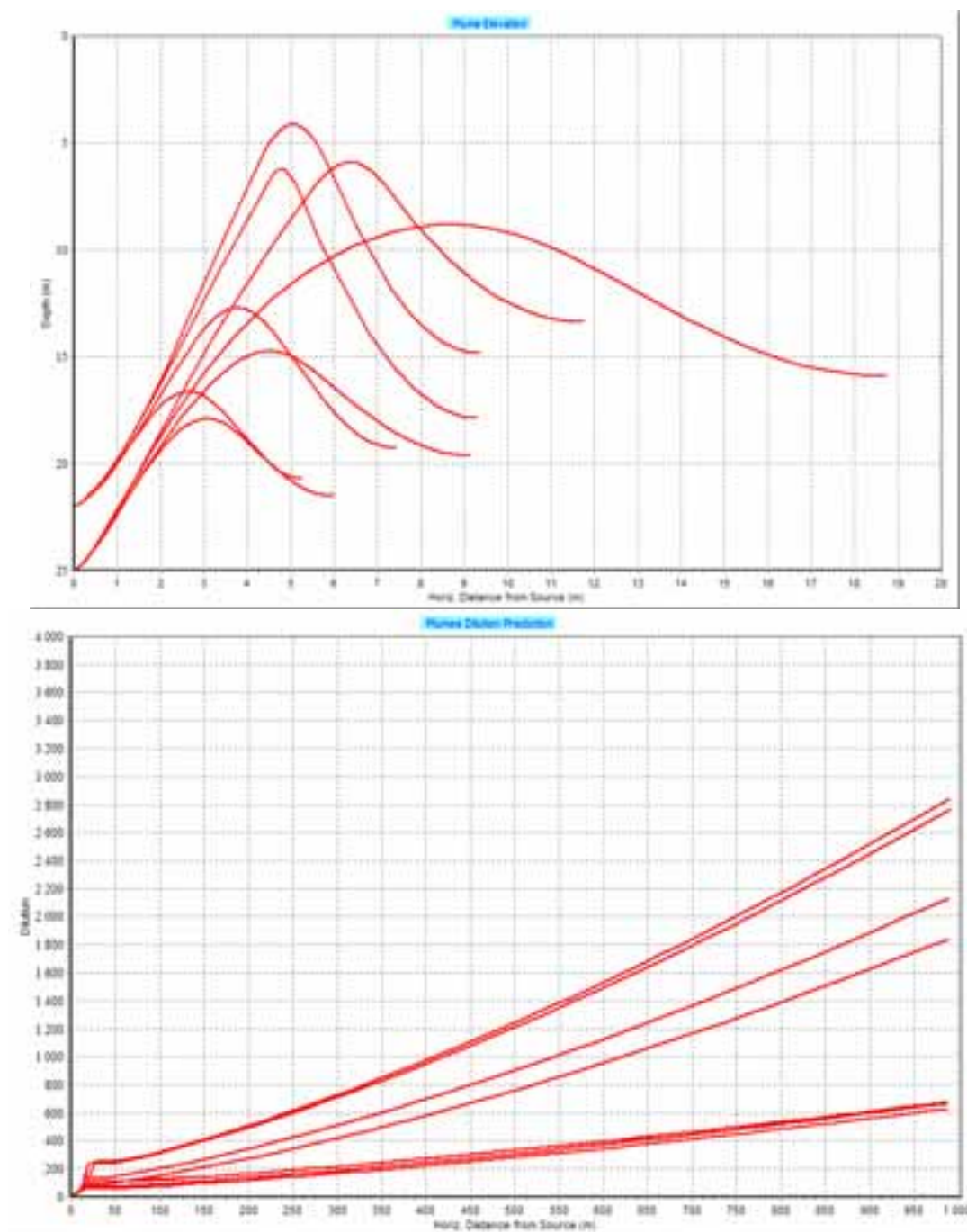
Figur 7. Kumulativt plott for innlagringsdyp beregnet med JETMIX for utslipp i 20-25 m dyp og ved strømhastighet lik 0. Medianen for innlagringsdypet er 15,5 m og 80% av resultatene ligger i intervallet 10,5-19 m.

Fortynning tar tid og ved liten strømhastighet vil derfor fortynningen i en gitt avstand fra utslippet være større enn ved sterk strøm. For hastighet 1 cm/s vil således fortynningen i 200 m avstand være 200-400x.

For de tilfeller da avløpsvannet innlagres i sprangsjiktet vil noe av det fortynnede avløpsvannet gradvis – og over tid – blandes oppover og inn i brakkvannslaget. For vurderinger av klorat er det da viktig å vite at denne innblanding medfører en ytterligere fortynning av størrelsesorden 10x.



Figur 8. Beregninger for fem utvalgte situasjoner, utslipp i 22 m og 25 m dyp og ved utslipp av 3000 m³/s. Strømhastigheten i resipienten er 5 cm/s. Øvre figur viser typisk innlagring for avløpsvannet over diffusoren, med et tilfelle der avløpsvannet innlagres i sprangsjiktet. Nedre figur viser gjennomsnittlig fortykning ved økende avstand fra utslippet.

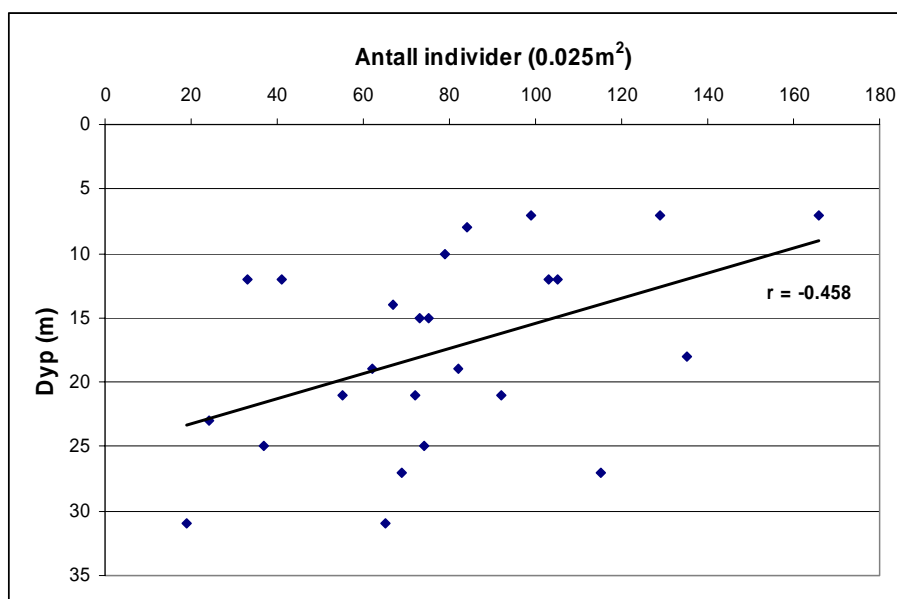


Figur 9. Beregninger for fem utvalgte situasjoner, utslipp i 22 m og 25 m dyp og ved utslipp av 4000 m³/s. Strømhastigheten i resipienten er 5 cm/s. Øvre figur viser typisk innlagring for avløpsvannet over diffusoren. Ingen tilfeller med innlagring i sprangsjiktet, men en situasjon er helt marginal. Nedre figur viser gjennomsnittlig fortynning ved økende avstand fra utslippet.

3.2 Resipientundersøkelsen

Faunaparametre pr. stasjon er vist i **Tabell 6**. Totalt ble det påvist 131 arter i undersøkelsen. Antall arter pr. stasjon varierte mellom 11 og 31 arter, antall individer mellom 19 og 166 individer. På stasjon 15 og 44 ble det påvist svak H₂S-lukt av sedimentet og her ble det laveste antall arter påvist, henholdsvis 11 og 12 arter. H₂S-lukt indikerer at det periodevis kan være lave oksygenverdier i bunnsedimentet på disse to stasjonene, noe som ofte fører til et redusert antall arter.

Det var en viss tendens til en reduksjon i antall individer med økende dyp, se **Figur 10**. Det er særlig de lave individtettethetene på de dypere stasjonene 15, 34 og 44 som bidrar til denne korrelasjonen. Reduksjon av antall individer på noen av disse dypere stasjonene antas også å ha sammenheng med lavere oksygennivåer i bunnvann og en viss utvikling av H₂S i bunnsedimentene.



Figur 10. Sammenheng mellom dyp og antall individer av bunnfauna på de ulike stasjonene.

Det var ikke færre arter eller individer på transektet langs utslippsledningen (st.1,2,3,4,5 og 7) enn på noen av de andre transektene. Det var heller ikke lavere diversitet (ES₁₀₀ og H') på dette transektet enn på de andre transektene lenger unna utslippet. På stasjon 31 og 32 ble det påvist en del organisk materiale og flis, men dette ser ikke ut til å ha påvirket faunaen nevneverdig på disse to stasjonene og antall arter og individer var normalt.

Diversiteten ble målt som ES₅₀, ES₁₀₀ og H'. På mange av stasjonene ble det funnet færre enn 100 individer pr. grabb, slik at ES₁₀₀ ikke kunne beregnes. Diversiteten, målt som H', varierte mellom 2.20 og 4.34. De fleste stasjonene befant seg i tilstandsklasse God (grønn) eller Meget god (blå). Bare på tre stasjoner var tilstandsklassen Mindre god (gul). Det ble ikke funnet flere stasjoner med lavere tilstandsklasse nærmere utslippet enn lenger unna. For artsindeksen ISI viste de fleste stasjonene God eller Meget god tilstand, men innslaget av stasjoner med Mindre god tilstand var høyere enn for diversitet. Gjennomsnittlig viste artene som utgjør faunaen i det undersøkte området en viss overvekt av arter som karakteriseres som tolerante ovenfor forurensning.

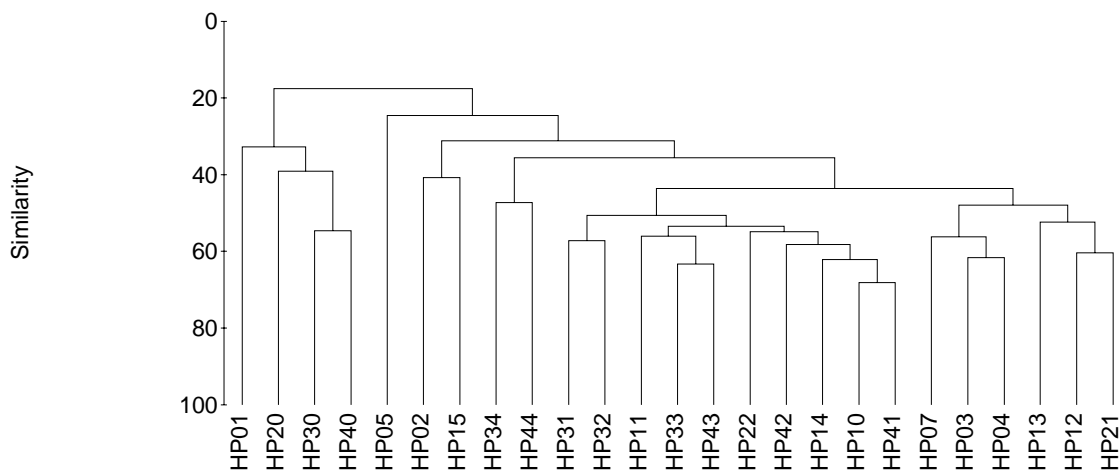
Sammenliknet med de to stasjonene som ble undersøkt i dette området i 1987 (Rygg 1989) har det vært en klar forbedring i miljøforholdene på stasjoner i dette dypet. I 1987 ble det på stasjon I12 og

Som **Vedlegg** vises de ti vanligste artene på hver stasjon (**Vedlegg B**) og antall individer av hver art på hver stasjon (**Vedlegg C**).

Flerbørstemark (klassen Polychaeta) var den dominerende faunagruppen i undersøkelsesområdet, mens muslinger (klasse Bivalvia) var den nest største faunagruppen. Av flerbørstemarkene var artene *Myriochele oculata*, *Pygospio elegans*, *Prionospio cirrifera* og *Scoloplos armiger* blant de mest dominerende i antall individer. Av muslinger var slekten *Thyasira* dominerende, men ble ikke funnet i høyt antall. På en del stasjoner var også den lille sjøpølsen *Labidoplax buski* blant de dominerende.

Effekter av forurensende punktutslipp til vann kan ofte spores ved å studere bunnfauna og endring i sammensetning i bunnfauna med økende avstand fra utslippet (gradientstudie). Bunnfaunaen består ofte av mange arter. Artene har ulik grad av toleranse for utslipp og ved å vurdere artsammensetning, antall arter og individtetthet innen hver art og kombinere med den økologiske kunnskapen man har om de ulike artene, kunne angi om faunaen innen hvert prøvepunkt (stasjon) er påvirket av forurensing eller annen forstyrrelse. Grad av likhet faunasammensetning innen hver stasjon i forhold til stasjonenes avstand fra utslipp gir derfor en god indikasjon på om det er noen miljøeffekter av utslippet.

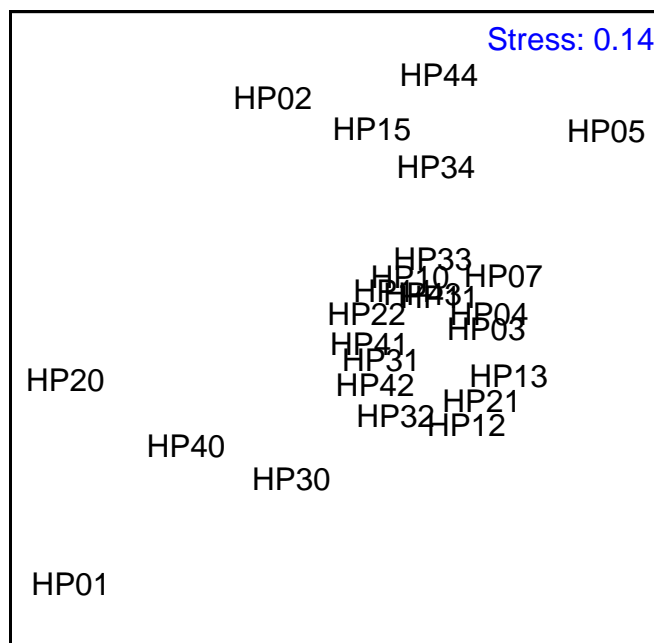
Det finnes to hovedtyper av presentasjonsformer for å illustrere grad av likhet i faunasammensetning mellom stasjoner inne et område: dendrogramplot og ordinasjonsplot. Likhet i faunasammensetning mellom grabbprøvene utenfor Rafnes er vist i et dendrogram i **Figur 11**. I dendrogrammet representerer x-aksen grabbprøvene fra hver stasjon og y-aksen representerer likhet ('similarity') i faunasammensetning mellom hver stasjon og mellom grupper av stasjoner. Stasjoner med identisk fauna vil ha en likhet på 100 %. Vi ser av dendrogrammet at stasjonene 10 og 41 har størst likhet i fauna (ca. 65 %), mens minst likhet (ca. 18%) har faunaen på de grunne stasjonene 1, 20, 30 og 40 (lengst til venstre i dendrogrammet) i forhold til de øvrige stasjonene i undersøkelsen. Disse stasjonene skilte seg ut med en noe annen type bunnsediment, som nevnt over. Det er derfor naturlig at faunasammensetningen også er noe forskjellig på disse stasjonene. Også stasjonene 3, 4, 7, 12, 13 og 21 (helt til høyre i dendrogrammet) viser noe likhet i faunasammensetning. Dette skyldes særlig dominans av flerbørstemarken *Myriochele oculata* på disse stasjonene. Økt tetthet av *Myriochele oculata* i denne delen av undersøkelsesområdet blir ikke vurdert som noen indikasjon på forurensning relatert til kloratutslippet.



Figur 11. Dendrogram som viser ulikheter i faunasammensetning mellom de enkelte grabbprøvene.

Ordinasjon av stasjonene, basert på faunasammensetning innen hver stasjon, er vist i **Figur 12**. Stasjoner med høy likhet i faunasammensetning vil grupperes tett sammen i plottet, mens stasjoner med mindre grad av likhet grupperes lenger fra hverandre.

De grunne stasjonene med lysere sediment (st. 1, 20, 30 og 40) grupperes sammen i nedre venstre hjørne i ordinasjonsplottet. Videre viser stasjonene 2, 5, 15, 34 og 44 en tendens til gruppering i øvre del av plottet. Med unntak av st. 2 er dette de dypeste stasjonene i undersøkelsen og kan tyde på at noe lavere oksygennivå i dette dypet påvirker bunnfaunaen. Dominerende arter er flerbørstemarkene *Chaetozone setosa* og *Polyphysia crassa*. Særlig *Chaetozone setosa* er kjent for å være tolerant ovenfor forstyrrelse og forurensing (Rygg 2002). De øvrige stasjonene grupperes i sentrum av ordinasjonsplottet og viser en stor grad av likhet i fauna mellom disse stasjonene. Heller ikke ordinasjonsplottet viser at stasjonene nær utslippet har en egen type fauna, sammenliknet med stasjonene lenger unna utslippet.



Figur 12. Ordinasjon av stasjonene ved Rafnes, september 2005.

Kort oppsummert viste undersøkelsene av bløtbunnsfauna at de grunne stasjonene har en lysere type sediment og noe annen sammensetning av bunnfauna enn majoriteten av stasjoner i området. Videre er faunasammensetningen på de fleste av de dypeste stasjonene noe forskjellig fra de øvrige. Dette kan trolig ses i sammenheng med noe redusert oksygeninnhold i vannmassene dypere nede og påvist lukt av H_2S fra bunnsedimentene på flere av de dypeste stasjonene. Det er ikke påvist at faunaen på stasjonene nærmest utslippsledningen for kloratutslipp har en annen fauna enn på tilsvarende stasjoner lenger unna utslippet. Dette tyder på at kloratutslippet fra Hydro Polymer ikke har noen påviselig effekt på den lokale bunnfaunaen.

4. Sammenfattende vurdering

4.1 Miljøvirkninger fra utslippet av natriumklorat

Med et utslipp av ca. 15 kg natriumklorat per time og en vannmengde på 3000 m³/time, vil utslippsvannet ha en kloratkonsentrasjon på 5 mg/l. Et utslipp av 20 kg/time og vannmengde 4000 m³/time gir samme kloratkonsentrasjon i avløpsvannet. Ved et utslipp av 20 kg/time og vannmengde 3000 m³/time vil kloratkonsentrasjon øke til 6,7 mg/l i avløpsvannet. Vi har beregnet den gjennomsnittlige kloratkonsentrasjonen i skyen med fortynnet avløpsvann ved ulike

- vannmengder,
- mengder klorat
- strømhastighet i resipienten
- vertikal lagdeling i resipienten

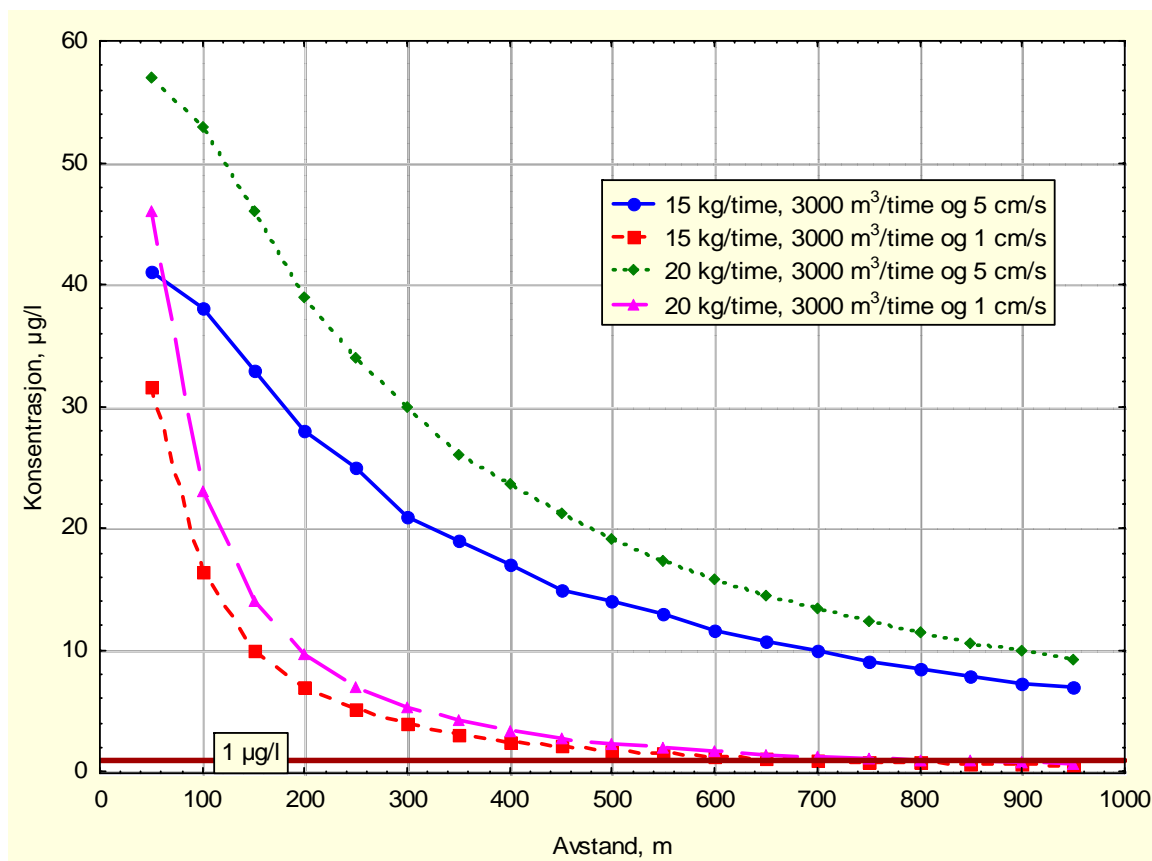
og **Figur 13** sammenfatter de viktigste resultatene.

Modellberegningene viser at utslippsvannet i de fleste situasjoner vil lagres inn i nedre del av brakkvannslaget dvs. dypere enn ca. 10 m. Dette er omtrent så langt ned man kan forvente at det finnes fastsittende alger på stein. De alger som finnes er bare et fåtall rødalger i spredt vekst på grunn av ferskvannspåvirkningen. For disse er det riktigst å anvende grenseverdien for effekter (PNEC) på 1 µg/l klorat. Dette er en grense for kroniske effekter. Modellberegningene viser at utslippsvannet i 5 av 83 ulike tetthetsforhold vil lagres inn i nedre del av det produserende (fotiske) laget i produksjonsperioden (sommerhalvåret). For øvrig er innlagringen dypere eller foregår om vinteren når algeveksten er på sitt minimum. *Risikoen for at fastsittende alger skal bli eksponert for kloratnivåer over PNEC over tilstrekkelig lang tid til at effekter på vekst skal forekomme er derfor lav.*

Siden vi ikke har målinger som viser noe annet må vi anta at planteplankton i vannmassene i verste fall kan forekomme i det dypet som utslippsvannet enkelte ganger lagres inn. Vi kan regne med at eksponeringstiden for planteplankton må være et døgn eller lenger for å gi effekter.

Modellberegningene viser som sagt at utslippsvannet i 5 av 83 ulike tetthetsforhold vil kunne lagres inn i nedre del av vannlaget der plankton forekommer og er i produksjonsfasen. Risikoen for at et produserende planktonsamfunn skal bli eksponert for kloratnivåer over PNEC er derfor lav, men til stede. Eksponeringstiden kan bli opptil ca. 1 døgn før konsentrasjonen er under PNEC, så det er derfor en reell mulighet for effekter på de planteplanktonalgene som tidlig kommer i kontakt med skyen av fortynnet avløpsvann. Siden strømførholdene tyder på at dette avløpsvannet nordover mot munningen av Skienselva kan vi regne med at dette i hovedsak er alger som likevel ville bli innblandet i brakkvannsstrømmen og derfor antakelig vil ha liten mulighet til å overleve i en vannmasse med så lav saltholdighet. Den vannmassen som dette gjelder omfatter en liten del av Frierfjordens sjøvannslag og brakkvannslag. *Den sannsynlig skaden på disse organismene vil derfor være ubetydelig for Frierfjordens produksjonssystem.*

For fauna i Frierfjorden, både dyreplankton, bunndyr og fisk, er det gyldig å anvende en PNEC verdi for klorat på 1 mg/liter. Modellberegningene viser at de forventede konsentrasjonene av klorat er lavere enn dette før vannet når innlagringsdyp, dvs. innen få minutter. *Det er derfor meget lav risiko for effekter på Frierfjordens fauna. Dette støttes også av bløtbunnsfaunaundersøkelsene beskrevet tidligere.*



Figur 13. Beregnet konsentrasjon av klorat ved utslipp av hhv. 15 kg/time og 20 kg/time og vannmengde 3000 m³/time. Beregningen er utført for strømhastighetene 1 cm/s og 5 cm/s.

4.2 Behov for overvåking

Data om toksisitet av klorat på marine organismer, beregninger av kloratkonsentrasjoner i det fortynnede avløpsvannet, undersøkelser av bunnfaunaen utenfor Rafnes økosystemet i Frierfjorden samt generell kunnskap om biologien i området har ovenfor ført fram til en konklusjon om at virkningene er små og lokale. Av den grunn ser vi ikke behov for et eget overvåkingsprogram for utslippet fra Hydro Polymers.

Derimot kan man vurdere om den mer generelle og langsiktige overvåkingen av vannkvalitet og biologiske forhold som til nå har vært utført i Frierfjorden kan utvides med 1-2 prøvepunkt for å dekke området utenfor Rafnes.

5. Litteratur

Aquire (2004) Ecotox database U.S. Environmental Protection Agency. http://www.epa.gov/cgi-bin/ecotox_search

Berge, J.A., 1996. Utslipp av klorat til Glomma ved Sarpsborg – en resipientvurdering. NIVA-rapport nr 3570-1996.

Bergstad, O.A. og Knutsen, J.A., 2000. Forekomst og økologi til torsk, skrubbe, sjøørret og pelagisk fisk i Grenlandsfjordene. Fisken og Havet 12-2000. 1-24.

Bjerkeng, B. og Lesjø, A., 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA-rapport O-126/73. Oslo.

Dammen, B., 1979: Diffusorprogrammet DIFDIM. Input og output. Bruk av EDB i VA-teknikken. Kursdagene ved NTH-Trondheim 3.-5. januar 1979. Norske Sivilingeniørers Forening.

Einarson, S. og Lunde, K.E., 2005. Innledende miljørisikovurdering for utslipp av natriumklorat til fjorden fra Hydro Polymers, Rafnes. Notat Hydro.

EU (2003): Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. ECB. <http://ecb.jrc.it/>

Henninge og Weidenborg (2005). Miljørisikovurdering av utslipp fra den nye Klorfabrikken på Hydro Polymers. – Økte utslipp av NaClO₃, Na₂SO₄ og NaCl. Aquateam rapport nr. 05-025, versjon 3?. (konfidensiell)

Hurlbert S. N., 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 53: 577-586.

IUCLID (2001) International uniform Chemical Information Database. European Commission, European chemicals bureau. [Http://www.technidata.de/IUCLID](http://www.technidata.de/IUCLID)

Matida, Y., Kimura, S., Kumuda, H. and Yokote, M., 1975. Effects of some Herbicides in the Forest to the Freshwater Fishes and Other Aquatic Organisms-II. Effects of sodium Chlorate and Ammonium Sulfamate to the Aquatic Organisms in the Artificial Stream. Bull. Freshwater Fish. Res. Lab, 25, 55-61

Matida, Y., Kimura, S. and Tanaka, H., 1976. Effects of some herbicides applied in the forest to the freshwater fishes and other aquatic organisms - III. Experiments on the assessment of acute toxicity of Herbicides to aquatic organisms. Bull. Freshwater Res. Lab. Vol. 26, 79-83.

Molvær, J., 1975. Strøm- og sjiktningsmålinger i Frierfjorden. Rapport nr. 2. Måleresultater mai-juni 1975 - Sammenfattende vurderinger. NIVA-rapport nr. 0720. 25 s. + figurer.

Rikken, G.B., A. G. M. Kroon, C. G. van Ginkel. 1996. Transformation of (per)chlorate into chloride by a newly isolated bacterium: reduction and dismutation. Applied Microbiology and Biotechnology Vol 45(3):420-426.

Rosemarin, A., Lehtinen, K.-J., Notini, M. and Mattsson, J., 1994. Effects of pulp mill chlorate on Baltic sea algae. Environmental Pollution, 85, 3-13.

- Rygg, B., 1989. Bløtbunnfaunaundersøkelser i Grenlandsfjordene 1987. NIVA-rapport 2271. 23 s.
- Rygg, B., 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA, Oslo. Rapport 4548. 32 s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 s.
- Shannon, C.E. og Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana., 117 s.
- Steffen C, Wetzel E. 1993) Chlorate poisoning: mechanism of toxicity. *Toxicology*. 1993 Nov 12;84(1-3): 217-31.
- Tomlin, C., 1995. *The Pesticide Manual*. Crop Protection Publications. ISBN 0 948404 79 s.
- Warrington, P. (2002) Ambient water quality guidelines for chlorate.
<http://wlanwww.gov.ca/wat/wq/BCguidelines/chlorate>

Vedlegg A. Oversikt over profiler brukt i kjøringer med JETMIX

PROFILE	STATION	REGTIME	NO. OF DEPTHS	
1	BC1	740312	12	8
2	BC1	740424	12	8
3	BC1	740521	12	7
4	BC1	740620	12	7
5	BC1	740718	12	7
6	BC1	740815	12	7
7	BC1	740924	12	7
8	BC1	741022	12	7
9	BC1	741120	12	7
10	BC1	741210	12	7
11	BC1	750114	12	7
12	BC1	750213	12	7
13	BC1	750317	12	7
14	BC1	750423	12	7
15	BC1	750514	12	7
16	BC1	750610	12	7
17	BC1	750730	12	7
18	BC1	750916	12	8
19	BC1	751029	12	8
20	BC1	751216	12	8
21	BC1	760203	12	8
22	BC1	760316	12	7
23	BC1	760428	12	8
24	BC1	760609	12	8
25	BC1	760728	12	7
26	BC1	760908	12	8
27	BC1	761020	12	8
28	BC1	761207	12	8
29	BC1	770216	12	8
30	BC1	770509	12	8
31	BC1	770728	12	8
32	BC1	771130	12	8
33	BC1	780307	12	8
34	BC1	780530	12	8
35	BC1	780809	12	8
36	BC1	781122	12	8
37	BC1	790313	12	8
38	BC1	790620	12	8
39	BC1	790822	12	8
40	BC1	791128	12	8
41	BC1	800320	12	8
42	BC1	800529	12	8
43	BC1	800826	12	8
44	BC1	801118	12	8
45	BC1	810212	12	8
46	BC1	810304	12	8
48	BC1	810818	12	8
49	BC1	811215	12	8
50	BC1	820324	12	8
51	BC1	820511	12	8
52	BC1	820826	12	8
53	BC1	821102	12	8
54	BC1	821207	12	8
55	BC1	830502	12	8
56	BC1	831128	12	8
57	BC1	840504	12	8
58	BC1	841119	12	8
59	BC1	861021	12	8
60	BC1	871012	12	7
61	BC1	871201	12	7
63	BC1	880324	12	15
64	BC1	880422	12	14
65	BC1	880423	12	16
66	BC1	880504	12	16
67	BC1	880510	12	16
68	BC1	880526	12	18
69	BC1	880601	12	16

70	BC1	880615	12	15
71	BC1	880620	12	16
72	BC1	880623	12	16
73	BC1	880629	12	16
74	BC1	880704	12	16
75	BC1	880707	12	16
76	BC1	880714	12	17
77	BC1	880719	12	16
78	BC1	880721	12	16
79	BC1	880801	12	16
80	BC1	880804	12	16
81	BC1	880810	12	15
82	BC1	880824	12	16
83	BC1	881007	12	17

Vedlegg B. De ti vanligste artene av bløtbunnsfauna på hver stasjon (0,025 m²).**St. 1**

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Pygospio elegans	27	20.9	20.9
Flerbørstemark	Orbiniidae	Scoloplos armiger	27	20.9	41.9
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Phyllodoce cf. maculata	25	19.4	61.2
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio sp	11	8.5	69.8
Musling	Myidae	Mya arenaria	8	6.2	76.0
Flerbørstemark	Nereidae	Nereis diversicolor	5	3.9	79.8
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Phyllodoce groenlandica	3	2.3	82.2
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Eteone sp	2	1.6	83.7
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina acuminata	2	1.6	85.3
Snegl	Naticidae	Lunatia alderi	2	1.6	86.8

St. 2

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	6	18.2	18.2
Flerbørstemark	Sabellidae	Sabellidae indet	4	12.1	30.3
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	3	9.1	39.4
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sosane sulcata	3	9.1	48.5
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	2	6.1	54.5
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	2	6.1	60.6
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sabellides octocirrata	2	6.1	66.7
Huldyr	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet	1	3.0	69.7
Flerbørstemark	Nereidae	Nereis sp	1	3.0	72.7
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina sp	1	3.0	75.8

St. 3

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	15	16.3	16.3
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	10	10.9	27.2
Flerbørstemark	Ampharetidae	Mugga wahrbergi	7	7.6	34.8
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	7	7.6	42.4
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	6	6.5	48.9
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	5	5.4	54.3
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	4	4.3	58.7
Flerbørstemark	Terebellidae	Polycirrus plumosus	4	4.3	63.0
Slimorm		Nemertinea indet	3	3.3	66.3
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	3	3.3	69.6

St. 4

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	23	20.0	20.0
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	18	15.7	35.7
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	14	12.2	47.8
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	10	8.7	56.5
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	8	7.0	63.5
Slimorm		Nemertinea indet	5	4.3	67.8

Musling	Cardiidae	Parvicardium minimum	4	3.5	71.3
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	3	2.6	73.9
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sabellides octocirrata	3	2.6	76.5
Musling	Corbulidae	Corbula gibba	3	2.6	79.1

St. 5

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	10	15.4	15.4
Flerbørstemark	Maldanidae	Euclymeninae indet	9	13.8	29.2
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	8	12.3	41.5
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	5	7.7	49.2
Flerbørstemark	Terebellidae	Polycirrus plumosus	4	6.2	55.4
Sekkedyr		Ascidacea indet	4	6.2	61.5
Flerbørstemark	Terebellidae	Eupolymnia nebulosa	3	4.6	66.2
Flerbørstemark	Capitellidae	Heteromastus filiformis	3	4.6	70.8
Flerbørstemark	Cirratulidae	Tharyx sp	3	4.6	75.4
Flerbørstemark	Terebellidae	Pista cristata	2	3.1	78.5

St. 7

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	11	15.9	15.9
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	6	8.7	24.6
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	6	8.7	33.3
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	5	7.2	40.6
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	4	5.8	46.4
Flerbørstemark	Lumbrineridae	Lumbrineris sp	4	5.8	52.2
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sabellides octocirrata	4	5.8	58.0
Flerbørstemark	Aphroditidae	Aphrodita aculeata	3	4.3	62.3
Flerbørstemark	Maldanidae	Euclymeninae indet	3	4.3	66.7
Flerbørstemark	Ampharetidae	Mugga wahrbergi	3	4.3	71.0

St. 10

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	7	17.1	17.1
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	5	12.2	29.3
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	5	12.2	41.5
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	4	9.8	51.2
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	2	4.9	56.1
Slimorm		Nemertinea indet	2	4.9	61.0
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	2	4.9	65.9
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus	2	4.9	70.7
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sosane sulcata	2	4.9	75.6
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	2	4.9	80.5

St. 11

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	13	17.3	17.3
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	11	14.7	32.0
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	10	13.3	45.3
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	5	6.7	52.0
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	4	5.3	57.3

Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	3	4.0	61.3
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Brada villosa	3	4.0	65.3
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	3	4.0	69.3
Flerbørstemark	Trichobranchidae	Trichobranchus roseus	3	4.0	73.3
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	3	4.0	77.3

St. 12

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	90	66.7	66.7
Slimorm		Nemertinea indet	6	4.4	71.1
Flerbørstemark	Terebellidae	Polycirrus plumosus	6	4.4	75.6
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	6	4.4	80.0
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sosane sulcata	5	3.7	83.7
Flerbørstemark	Maldanidae	Euclymeninae indet	3	2.2	85.9
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	3	2.2	88.1
Musling	Thraciidae	Thracia villosiuscula	2	1.5	89.6
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	2	1.5	91.1
Pølseorm		Sipunculida indet	2	1.5	92.6

St. 13

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	29	40.3	40.3
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	9	12.5	52.8
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	5	6.9	59.7
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Brada villosa	4	5.6	65.3
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sosane sulcata	3	4.2	69.4
Slangestjerne	Amphiuridae	Amphiura filiformis	3	4.2	73.6
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	2	2.8	76.4
Flerbørstemark	Glyceridae	Glycera alba	2	2.8	79.2
Flerbørstemark	Terebellidae	Polycirrus plumosus	2	2.8	81.9
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	2	2.8	84.7

St. 14

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	26	35.1	35.1
Flerbørstemark	Trichobranchidae	Trichobranchus roseus	9	12.2	47.3
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	7	9.5	56.8
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	5	6.8	63.5
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	4	5.4	68.9
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	4	5.4	74.3
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	3	4.1	78.4
Slimorm		Nemertinea indet	2	2.7	81.1
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus	2	2.7	83.8
Flerbørstemark	Capitellidae	Heteromastus filiformis	2	2.7	86.5

St. 15

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	4	21.1	21.1
Slimorm		Nemertinea indet	3	15.8	36.8
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	3	15.8	52.6
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	2	10.5	63.2

Flerbørstemark	Maldanidae	Euclymeninae indet	1	5.3	68.4
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	1	5.3	73.7
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio fallax	1	5.3	78.9
Snegl	Philinidae	Philine scabra	1	5.3	84.2
Musling	Thraciidae	Thracia villosiuscula	1	5.3	89.5
Musling	Thyasiridae	Thyasira equalis	1	5.3	94.7

St. 20

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Pygospio elegans	30	30.3	30.3
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Phyllodoce maculata	20	20.2	50.5
Flerbørstemark	Orbiniidae	Scoloplos armiger	17	17.2	67.7
Flerbørstemark	Trichobranchidae	Terebellides stroemi	8	8.1	75.8
Flerbørstemark	Nereidae	Nereis sp	4	4.0	79.8
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum	3	3.0	82.8
Flerbørstemark	Pectinariidae	Pectinaria koreni	2	2.0	84.8
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio fallax	2	2.0	86.9
Flerbørstemark	Spionidae	Spionidae indet	2	2.0	88.9
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	1	1.0	89.9

St. 21

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	53	50.5	50.5
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	10	9.5	60.0
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	10	9.5	69.5
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	4	3.8	73.3
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	4	3.8	77.1
Slimorm		Nemertinea indet	3	2.9	80.0
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Brada villosa	3	2.9	82.9
Musling	Cardiidae	Parvicardium minimum	3	2.9	85.7
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	2	1.9	87.6
Flerbørstemark	Aphroditidae	Aphrodita aculeata	1	1.0	88.6

St. 22

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	42	51.2	51.2
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	8	9.8	61.0
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	7	8.5	69.5
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	4	4.9	74.4
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	3	3.7	78.0
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	2	2.4	80.5
Musling	Corbulidae	Corbula gibba	2	2.4	82.9
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Brada villosa	1	1.2	84.1
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	1	1.2	85.4
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus	1	1.2	86.6

St. 30

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	17	20.2	20.2
Flerbørstemark	Trichobranchidae	Terebellides stroemi	14	16.7	36.9
Flerbørstemark	Orbiniidae	Scoloplos armiger	9	10.7	47.6

Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	9	10.7	58.3
Flerbørstemark	Scalibregmidæ	Scalibregma inflatum	5	6.0	64.3
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina modesta	4	4.8	69.0
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina acuminata	3	3.6	72.6
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	3	3.6	76.2
Slimorm		Nemertinea indet	2	2.4	78.6
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Eteone sp	2	2.4	81.0

St. 31

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	28	27.2	27.2
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	13	12.6	39.8
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	11	10.7	50.5
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	8	7.8	58.3
Slangestjerne	Amphiuridae	Amphiura filiformis	5	4.9	63.1
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina modesta	4	3.9	67.0
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	4	3.9	70.9
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	3	2.9	73.8
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	3	2.9	76.7
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sabellides octocirrata	3	2.9	79.6

St. 32

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	16	21.9	21.9
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	6	8.2	30.1
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	5	6.8	37.0
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	5	6.8	43.8
Flerbørstemark	Trichobranchidae	Terebellides stroemi	4	5.5	49.3
Slimorm		Nemertinea indet	3	4.1	53.4
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	3	4.1	57.5
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sabellides octocirrata	3	4.1	61.6
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	2	2.7	64.4
Flerbørstemark	Ampharetidae	Ampharete sp	2	2.7	67.1

St. 33

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	9	16.4	16.4
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	8	14.5	30.9
Slimorm		Nemertinea indet	5	9.1	40.0
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	5	9.1	49.1
Flerbørstemark	Ampharetidae	Mugga wahrbergi	5	9.1	58.2
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus	4	7.3	65.5
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	3	5.5	70.9
Flerbørstemark	Ampharetidae	Ampharete sp	2	3.6	74.5
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio fallax	2	3.6	78.2
Flerbørstemark	Glyceridae	Glycera alba	1	1.8	80.0

St. 34

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Scalibregmidæ	Polyphysia crassa	8	21.6	21.6
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	6	16.2	37.8

Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	5	13.5	51.4
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	2	5.4	56.8
Flerbørstemark	Ampharetidae	Ampharete sp	2	5.4	62.2
Flerbørstemark	Ampharetidae	Sabellides octocirrata	2	5.4	67.6
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	2	5.4	73.0
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	1	2.7	75.7
Flerbørstemark	Glyceridae	Glycera rouxii	1	2.7	78.4
Flerbørstemark	Ampharetidae	Mugga wahrbergi	1	2.7	81.1

St. 40

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Spionidae	Pygospio elegans	38	22.9	22.9
Flerbørstemark	Trichobranchidae	Terebellides stroemi	35	21.1	44.0
Flerbørstemark	Orbiniidae	Scoloplos armiger	14	8.4	52.4
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Phyllodoce groenlandica	13	7.8	60.2
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Phyllodoce maculata	10	6.0	66.3
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	8	4.8	71.1
Flerbørstemark	Phyllodocidae	Eteone sp	7	4.2	75.3
Flerbørstemark	Nereidae	Nereis sp	5	3.0	78.3
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum	5	3.0	81.3
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	4	2.4	83.7

St. 41

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	21	26.6	26.6
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	10	12.7	39.2
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	7	8.9	48.1
Slimorm		Nemertinea indet	5	6.3	54.4
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	5	6.3	60.8
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	4	5.1	65.8
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	4	5.1	70.9
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio fallax	3	3.8	74.7
Huldyr	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet	2	2.5	77.2
Flerbørstemark	Capitellidae	Heteromastus filiformis	2	2.5	79.7

St. 42

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina modesta	9	13.4	13.4
Musling	Thyasiridae	Thyasira sarsi	7	10.4	23.9
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio fallax	6	9.0	32.8
Slangestjerne	Amphiuridae	Amphiura filiformis	6	9.0	41.8
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	4	6.0	47.8
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	4	6.0	53.7
Slimorm		Nemertinea indet	3	4.5	58.2
Flerbørstemark	Orbiniidae	Scoloplos armiger	3	4.5	62.7
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	3	4.5	67.2
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	2	3.0	70.1

St. 43

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	13	21.0	21.0

Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	12	19.4	40.3
Sjøpølse	Synaptidae	Labidoplax buski	8	12.9	53.2
Flerbørstemark	Ampharetidae	Mugga wahrbergi	6	9.7	62.9
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Brada villosa	4	6.5	69.4
Slangestjerne	Amphiuridae	Amphiura filiformis	3	4.8	74.2
Slimorm		Nemertinea indet	2	3.2	77.4
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus	2	3.2	80.6
Musling	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	2	3.2	83.9
Huldyr	Cerianthidae	Cerianthus lloydi	1	1.6	85.5

St. 44

Faunagruppe	Familie	Art	Antall	%	Kumulativ %
Flerbørstemark	Scalibregmidae	Polyphysia crassa	7	29.2	29.2
Flerbørstemark	Cirratulidae	Chaetozone setosa	4	16.7	45.8
Flerbørstemark	Goniadidae	Goniada maculata	2	8.3	54.2
Flerbørstemark	Sigalionidae	Pholoe minuta	2	8.3	62.5
Flerbørstemark	Spionidae	Prionospio cirrifera	2	8.3	70.8
Flerbørstemark	Flabelligeridae	Flabelligera affinis	1	4.2	75.0
Flerbørstemark	Glyceridae	Glycera alba	1	4.2	79.2
Flerbørstemark	Glyceridae	Glycera rouxii	1	4.2	83.3
Flerbørstemark	Oweniidae	Myriochele oculata	1	4.2	87.5
Flerbørstemark	Opheliidae	Ophelina modesta	1	4.2	91.7

Vedlegg C. Arter og antall individer på hver stasjon (0,025 m²).

GRUPPE	TAKSON	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP7	HP10	HP11	HP12	HP13	HP14	HP15	HP20	HP21	HP22	HP30	HP31	HP32	HP33	HP34	HP40	HP41	HP42	HP43	HP44
ANTHOZOA	Anthozoa indet						1																			
ANTHOZOA	Cerianthus lloydi			4	1		1	2	3	1		1			2	4		3	2		2		4	2	1	
ANTHOZOA	Edwardsiidae indet		1																				2	1		
ANTHOZOA	Virgularia mirabilis											1														
NEMERTINEA	Nemertineae indet			3	5	1	2	2	2	6	1	2	3		3		2	2	3	5		3	5	3	2	
POLYCHAETA	Ampharete sp			1		1	1												2	2	2					
POLYCHAETA	Ampharetidae indet	1																								
POLYCHAETA	Amphitrite cirrata					1																				
POLYCHAETA	Amphitritinae indet			1																						
POLYCHAETA	Aphrodita aculeata			1			3								1											
POLYCHAETA	Brada villosa			1	2		2		3		4				3	1									4	
POLYCHAETA	Capitellidae indet	1																								
POLYCHAETA	Chaetozone setosa			6	14	10	4	2	13		2	4				1		1	3	5	1			4	1	4
POLYCHAETA	Cirrophorus cf. lyra																								1	
POLYCHAETA	Diplocirrus glaucus				1			2	1			2				1	1	1		4			1	1	2	
POLYCHAETA	Eteone sp	2														1	2					7				
POLYCHAETA	Euclymeninae indet			2	1	9	3			3			1						1							
POLYCHAETA	Eupolymnia nebulosa					3																				
POLYCHAETA	Exogone sp																	1						1		
POLYCHAETA	Flabelligera affinis																									1
POLYCHAETA	Flabelligeridae indet			1																						
POLYCHAETA	Glycera alba			2			1	1		1	2				1	1			1	1			1		1	1
POLYCHAETA	Glycera rouxii				1		1														1					1
POLYCHAETA	Glycera sp				1																					
POLYCHAETA	Glycinde nordmanni	1																								
POLYCHAETA	Goniada maculata		3	3	3	1			1	1		1	1		4	3		1								2
POLYCHAETA	Harmothoe sp					1	1																			
POLYCHAETA	Hesionidae indet				1																					
POLYCHAETA	Heteromastus filiformis					3	2					2				1		1	2			2	2	2		
POLYCHAETA	Lumbrineris sp			2	1		4		1																	
POLYCHAETA	Macrochaeta sp			1					1																	
POLYCHAETA	Melinna sp									1																
POLYCHAETA	Mugga wahrbergi	1		7	2		3											1		5	1	1			6	
POLYCHAETA	Myriochele oculata			15	23			1		90	29			1	53	1	17	3		1	5	8	4			1
POLYCHAETA	Nephtys hombergii								1															1		
POLYCHAETA	Nephtys incisa																						1			
POLYCHAETA	Nephtys pente	1																								

Vedlegg C forts.

GRUPPE	TAKSON	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP7	HP10	HP11	HP12	HP13	HP14	HP15	HP20	HP21	HP22	HP30	HP31	HP32	HP33	HP34	HP40	HP41	HP42	HP43	HP44
POLYCHAETA	Nereimyra punctata																	1								
POLYCHAETA	Nereis diversicolor	5																								
POLYCHAETA	Nereis sp		1											4								5				
POLYCHAETA	Notomastus latericeus					1																				
POLYCHAETA	Ophelina acuminata	2										1					3					3				
POLYCHAETA	Ophelina cylindrica			1																						
POLYCHAETA	Ophelina modesta								1								4	4	1	1	1	2	2	9	1	1
POLYCHAETA	Ophelina sp		1																							
POLYCHAETA	Orbinia norvegica				1																					
POLYCHAETA	Pectinaria auricoma									1					1				1						1	
POLYCHAETA	Pectinaria koreni													2												
POLYCHAETA	Pherusa plumosa					1		1																		
POLYCHAETA	Pholoe minuta	1	2					4	3			4				2		13	5			4	7	2	1	2
POLYCHAETA	Phyllodoce cf. maculata	25																								
POLYCHAETA	Phyllodoce groenlandica	3														1	1					13				
POLYCHAETA	Phyllodoce maculata											1		20			2					10	2			
POLYCHAETA	Phyllodoce mucosa						1																			
POLYCHAETA	Phyllodocidae indet									1																
POLYCHAETA	Pista cristata					2																				
POLYCHAETA	Polycirrus plumosus			4		4				6	2				1											
POLYCHAETA	Polydora sp													1												
POLYCHAETA	Polyphysia crassa		2	1	2	5	6	1	4		2	3	3		1		1			1	8		1		13	7
POLYCHAETA	Prionospio cf. cirrifer		1																							
POLYCHAETA	Prionospio cf. fallax		1																							
POLYCHAETA	Prionospio cirrifer			10	18	8	11	5	11	6	9	7	2		10	7	1	28	16	9	6		5	2	12	2
POLYCHAETA	Prionospio dubia						1																			
POLYCHAETA	Prionospio fallax		1				1	1				1	1	2		1				2	1		3	6		
POLYCHAETA	Prionospio sp	11																1				3				
POLYCHAETA	Pseudopolydora sp																		1							
POLYCHAETA	Pygospio elegans	27												30								38				
POLYCHAETA	Sabellidae indet		4					1									2	1	1				1			1
POLYCHAETA	Sabellides octocirrata		2	2	3		4											3	3	1	2					1
POLYCHAETA	Scalibregma inflatum					1			1					3			5		2			5		1		
POLYCHAETA	Scalibregmidae indet																			1						
POLYCHAETA	Scoloplos armiger	27												17		1	9		1			14	2	3		
POLYCHAETA	Sosane sulcata		3	2				2		5	3	1							1	1			1	1		
POLYCHAETA	Spionidae indet													2												

Vedlegg C forts.

GRUPPE	TAKSON	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP7	HP10	HP11	HP12	HP13	HP14	HP15	HP20	HP21	HP22	HP30	HP31	HP32	HP33	HP34	HP40	HP41	HP42	HP43	HP44
POLYCHAETA	Spiophanes kroeyeri										1															
POLYCHAETA	Streblosoma intestinalis								1												1					
POLYCHAETA	Terebellides stroemi	1												8			14	2	4			35				
POLYCHAETA	Tharyx sp					3																				
POLYCHAETA	Trichobranthus roseus			2	1	1		1	3			9							2	1						
OLIGOCHAETA	Oligochaeta indet								1																	
OLIGOCHAETA	Tubificoides benedii																2					2				
PROSOBRANCHIA	Aporrhais pespelecani													1												
PROSOBRANCHIA	Clathrus clathrus																						1			
PROSOBRANCHIA	Eulima sp				1																					
PROSOBRANCHIA	Lunatia alderi	2												1					1							
OPISTHOBRANCHIA	Akera bullata					1													1			2				
OPISTHOBRANCHIA	Diaphana sp	1																								
OPISTHOBRANCHIA	Philine quadrata	2												1				1								
OPISTHOBRANCHIA	Philine scabra									1			1				1	1	1			1		2		
CAUDOFOVEATA	Caudofoveata indet			1											1			1		1			1	1	1	
BIVALVIA	Abra alba													1												
BIVALVIA	Abra nitida		1																							
BIVALVIA	Arctica islandica		1																			1				
BIVALVIA	Bivalvia indet																		1							
BIVALVIA	Cerastoderma sp	1												1												
BIVALVIA	Corbula gibba	1			3		2			1		1			1	2		1	1							
BIVALVIA	Cuspidaria obesa						1																			
BIVALVIA	Ensis ensis	1																								
BIVALVIA	Limatula gwyni				1										1											
BIVALVIA	Montacuta ferruginosa														1											
BIVALVIA	Montacuta tenella										1										1					
BIVALVIA	Mya arenaria	8	1											1			1					2				
BIVALVIA	Myrtea spinifera					2																				
BIVALVIA	Nucula turgida					1																				
BIVALVIA	Parvicardium cf. scabrum															1										
BIVALVIA	Parvicardium minimum			1	4						1				3								1			
BIVALVIA	Spisula elliptica													1												
BIVALVIA	Spisula subtruncata	1																								
BIVALVIA	Thracia villosiuscula		1		1				1	2			1			1		1		1	1	3			1	
BIVALVIA	Thyasira equalis												1													
BIVALVIA	Thyasira flexuosa			7	8		1	2	5	3	5	26			4	8	9	8	1	1			10	3	2	

Vedlegg C forts.

GRUPPE	TAKSON	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP7	HP10	HP11	HP12	HP13	HP14	HP15	HP20	HP21	HP22	HP30	HP31	HP32	HP33	HP34	HP40	HP41	HP42	HP43	HP44
BIVALVIA	Thyasira pygmaea				1						1				1		2		1							
BIVALVIA	Thyasira sarsi			2	3		6	7	10	2					1		3	4	5	3			1	7		
BIVALVIA	Venus casina	1																				1				
SCAPHOPODA	Dentalium entale				1		1				1															
AMPHIPODA	Corophium sp	1																								
AMPHIPODA	Perioculodes longimanus													1			1									
DECAPODA	Paguridae indet					1																				
DECAPODA	Pagurus bernhardus																	1								
SIPUNCULIDA	Golfingia sp									1																
SIPUNCULIDA	Phascolion strombi								1																	
SIPUNCULIDA	Sipunculida indet	1	1	1				1	1	2	2	1	1		1	1		1					1	2	1	
OPHIUROIDEA	Amphiura filiformis								2		3	1				1	1	5	1	1	1			6	3	
OPHIUROIDEA	Ophiura sp			2	1													1	1							
ECHINOIDEA	Brissopsis lyrifera										1											1				
ECHINOIDEA	Echinocardium cordatum														1											
ECHINOIDEA	Echinocardium flavescens			1					1		1															
ECHINOIDEA	Echinocardium sp																							1		
HOLOTHUROIDEA	Labidoplax buski		6	5	10		5	5	3	1	1	5	4	1	10	42		11	6	8	2	1	21	4	8	
ASCIDIACEA	Ascidacea indet					4													1							
VARIA	Ubestemt indet																							1		